

## A KISKUNSAGI NEMZETI PARK KOLON-TAVI TÖRZSTERÜLETE ÁLTAL NYÚJTOTT ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK ÉRTÉKELÉSE, TÉRKÉPEZÉSE

ÁBRÁM Örs<sup>1,2</sup>, BIRÓ Csaba<sup>2,3</sup>, MORVAI Edina<sup>2,3</sup>, KOVÁCS Eszter<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Természeti Erőforrások Megőrzése Intézet  
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

<sup>2</sup>Futóhomok Természetvédelmi Egyesület  
6070 Izsák, Matyó dűlő 46.

<sup>3</sup> Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság  
6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19.  
e-mail: orsabram@gmail.com

**Kulcsszavak:** Kolon-tó, ökoszisztéma-szolgáltatások, ökoszisztéma-szolgáltatások térképezése, szakértői és érintett csoportok általi értékelés

**Összefoglalás:** A vizsgálat során a Kiskunsági Nemzeti Park Kolon-tavi törzsterületén szakértői becsléssel és a főbb érintett csoportok képviselőinek megkérdezésével értékeltük és térképeztük a legjelentősebb ökoszisztéma-szolgáltatásokat. A szakértői értékelés az egyes élőhely-kategóriák által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások jelenlétét kapcsolta az élőhely-kategóriákhoz és ez szolgált a térképezés alapjául. Az érintett csoportok képviselői az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások fontosságát értékelték, amelynek eredményeit súlyként használtuk a térképezés ábrázolásához. A szakértői értékelés eredményei azt mutatják, hogy a természetes gyepek nyújtják a legtöbb ökoszisztéma-szolgáltatást. Az érintett csoportok általi értékelés eredményei szerint a terület használói fontosnak tartják a terület által biztosított javakat és szolgáltatásokat, kiemelten a szabályozó, illetve a kulturális szolgáltatásokat. Ez véleményünk szerint nagyban tulajdonítható a területen végzett oktatási és szemléletformáló tevékenységnek, melyet a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság a helyi civil szervezetek bevonásával végzett az elmúlt két évtizedben. Mind a szakértői, mind az érintett csoportok általi értékelés továbbfejleszthető.

### Bevezetés

Az ökoszisztéma-szolgáltatások (ÖSz-ek) azon anyagi és nem anyagi javak és szolgáltatások, amelyeket az ökoszisztémák, akár átalakított formában is, nyújtanak a társadalom tagjai számára, így növelve az emberek jóllétét (Kelemen 2013). A ÖSz-ekre többféle klasszifikációs rendszer létezik, de mindegyik megkülönbözteti az ellátó, a szabályozó és a kulturális szolgáltatásokat (MEA 2005, TEEB 2010, Haines-Young és Potschin 2013, 2018), ezért mi is ezt a kategorizálást használtuk.

Az 1990-es évek végétől indultak a témával kapcsolatos kutatások, amelyek száma folyamatosan nőtt (Báldi 2011, McDonough et al. 2017). Emellett a koncepció részévé vált a biodiverzitás megőrzését szolgáló szakpolitikának is nemzetközi és hazai szinten egyaránt (Kovács 2014, Palotás et al. 2019). Az ÖSz-ek értékelése és térképezése fontos eleme mind a kutatásoknak, mind a szakpolitikai stratégiáknak, a módszertani fejlesztések a mai napig tartanak (Maes et al. 2013, Grêt-Regamey et al. 2015, Kovács-Hostyánszki et al. 2019).

A vizes élőhelyek számos ÖSz-t nyújtanak, köztük ellátó (pl. hal, nád), szabályozó (pl. vízmegtartás, CO<sub>2</sub> megkötés) és kulturális (pl. rekreáció, környezeti nevelés) szolgáltatásokat. Az ÖSz-ek értékelése 1) az érintett csoportok preferenciáinak feltérképezését célzó szocio-kulturális, 2) mérőszámokon, modelleken vagy szakértői becslésen alapuló kvantitatív és 3) pénzbeli értéket adó közgazdasági értékelési módszerekkel történhet, melyek kombinálhatók egymással és térképezéssel is (Kovács et al. 2011, Kelemen és Pataki 2014, Burkhard és Maes 2017, Marjainé Szerényi és Kovács, 2018). A többféle értékelési módszer együttes alkalmazása hozzájárul ahhoz, hogy gazdagabb képet kapjunk az adott terület által nyújtott ÖSz-ekről, alkalmat ad a tudományközi, valamint a tudomány és szakpolitika közötti párbeszédre is, és segíti az ÖSz-ekkel kapcsolatos döntéshozatalt (Kovács et al. 2011, Pascual et al. 2017). A vizes

élőhelyek tekintetében a hazai publikált kutatási eredmények száma még csekély, s leginkább szocio-kulturális és közgazdasági értékelésre találunk példákat. Közgazdasági értékelés a Szigetköz által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokra készült az 1990-es évek végén (Kerekes et al. 1998, 1999), a Kis-Balaton szűrőfunkciójának értékelésére a 2000-es évek első felében (Marjainé Szerényi et al. 2005), bár még egyiknél sem volt nevesítve maga a fogalom. A 2010-es években az alföldi vizes élőhelyek szénmegkötő és árvízvédelmi kockázat csökkentő szolgáltatásának pénzbeli értékelése már az ÖSz fogalomkörre épült (Pinke 2012, Pinke et al. 2018). Szocio-kulturális értékelés is több helyszínen valósult már meg eltérő értékelési módszerek alkalmazásával. Az Alpár-Bokrosi öblözetben az ÖSz-ek fontosságának felmérése a helyi érintett csoportok körében interjúzással, a turisták körében kérdőívezéssel történt, amelyet fókuszcsoportok követettek, alkalmat adva a konfliktusok feltárására is (Kelemen et al. 2009, Kelemen 2013, Kovács et al. 2015). A magyarcsanádi ártéri területen az érintettek körében végzett interjúzás szolgált az ÖSz-ek fontosságának felmérésére és az ÖSz-ekkel kapcsolatos konfliktuspontok meghatározására (Málovics et al. 2011, Margóczy et al. 2012, Kovács et al. 2015). A biharugrai, az akasztói és a szegedi halastavak esetében interjúzással tárták fel helyi szakértők percepcióit a halastavak ÖSz-eiről és a köztük lévő kapcsolatokról (Palásti et al. 2020). A Biharugrai halastavak által nyújtott szolgáltatások fontosságának megállapítására két kérdőíves felmérés is készült a tavak közelében élő lakosok bevonásával (Tóth et al. 2017, Palásti et al. 2018). A Barcsi Ó-Dráva holtág által nyújtott ÖSz-eket és azok változását lakossági és szakértői fókuszcsoportok keretében értékelték (Marjainé Szerényi 2019). Vizes élőhelyek által nyújtott ÖSz-ek természettudományos mutatókkal való értékelése és az ezen alapuló térképezés az elmúlt években indult meg hazánkban (pl. Derts és Koncsos 2012, Honti et al. 2020), de egy-egy vizes élőhely több szolgáltatásának együttes értékelésére és térképezésére leginkább csak külföldi példákat találunk (pl. Jenkins et al. 2010).

Kutatásunk célja az volt, hogy a Kiskunsági Nemzeti Park Kolon-tavi törzsterületén szakértői becsléssel értékeljük a terület által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások megjelenését az egyes élőhely-kategóriákhoz kapcsolódóan, felmérjük ugyanezen szolgáltatások fontosságát az érintett csoportok körében, s mindkét értékelés eredményeit ábrázoljuk térképen is. Kutatásunkkal hozzá kívántunk járulni az ÖSz-ek értékelésének és térképezésének módszertani fejlesztéséhez is.

## Anyag és módszer

### A vizsgálati terület bemutatása

Vizsgálati területünk a Kiskunsági Nemzeti Park Kolon-tavi törzsterülete, amely változatos élőhelyeket foglal magába. A Kolon-tó a térség egyik legjelentősebb édesvízi mocsara, mely a Duna–Tisza közti Homokhátság és a Duna völgyében elhelyezkedő szikesek között húzódó Turjánvidéken található. A változatos vizes élőhelyeket száraz és nedves gyepterületek övezik, déli irányban pedig a Közös-erdő nevű körises láperdőre fut ki (Hamar 2010, Ábrám et al. 2019). A vizsgálati területünk kiterjedése 3058 ha, melyből 650 ha fokozottan védett. 2004 óta a teljes terület a Natura 2000 hálózat részét képezi. A Közös-erdő emellett kiemelt jelentőségű erdőrezervátum. A Kolon-tó a fentiekén kívül Ramsari terület, Bioszféra rezervátum és Biogenetikai rezervátum is egyben (Iványosi Szabó 2015).

A területen található természetes erdőtársulások magukba foglalják a száraz, homoki élőhelyekre jellemző borókás-nyáras (*Junipero-Populetum albae*) élőhelyeket, mely közösségi jelentőségű, különleges természetmegőrzési területek a Natura 2000 hálózatban. Védett értékei között szerepelnek a piros madársisak (*Cephalanthera rubra*) és a homoki ökörsemlepkék (*Hyponephele lupina*), illetve fontos tojáshelye a mocsári teknősöknek (*Emys orbicularis*). A tavaszi többletvízhatásnak kitett térszíneken a fentebb is említett körises láperdő foltok a tőmedertől délre jellemzőek (*Alno-Pandion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*). Kiemelt

természeti értékei a rétisas (*Haliaeetus albicilla*), a tojásdad békakonty (*Neottia ovata*) és az elevenszülő gyík (*Zootoca vivipara*). A gazdasági célú erdők – bár biodiverzitásuk jóval elmarad a természetes erdőtársulásokétól – is adnak otthont a természetvédelem számára jelentős fajoknak. Védett fajok az európai lappantyú (*Caprimulgus europaeus*) és a farkasalmalepke (*Zerynthia polyxena*), míg fokozottan védett a bugaci nőszőfű (*Epipactis bugacensis*). A természetes gyepek – az erdőkhöz hasonló módon – a vízhatás függvényében nagy változatosságot mutatnak, láprétek és nyílt homokpusztagyepek egyaránt megtalálhatóak a vizsgálati területen. A nedves gyepek adnak otthont a méhbangónak (*Ophrys apifera*), a harisnak (*Crex crex*) és a vérfű hangyaboglárkának (*Phengaris teleius*). Szárazgyepeken jellemző növény a báránypirosító (*Alkanna tinctoria*) és az endemikus homoki vértő (*Onosma arenaria*), illetve élőhelyet biztosít a homoki szemeslepkének (*Hipparchia statilinus*). A tótest lápos, mocsaras élőhelyein találja meg életfeltételeit a lápi póc (*Umbra krameri*), a lápi szitakötő (*Leucorrhinia pectoralis*) és a fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*) (FTE 2019).

### Az élőhely-kategóriák lehatárolása az értékeléshez és térképezéshez

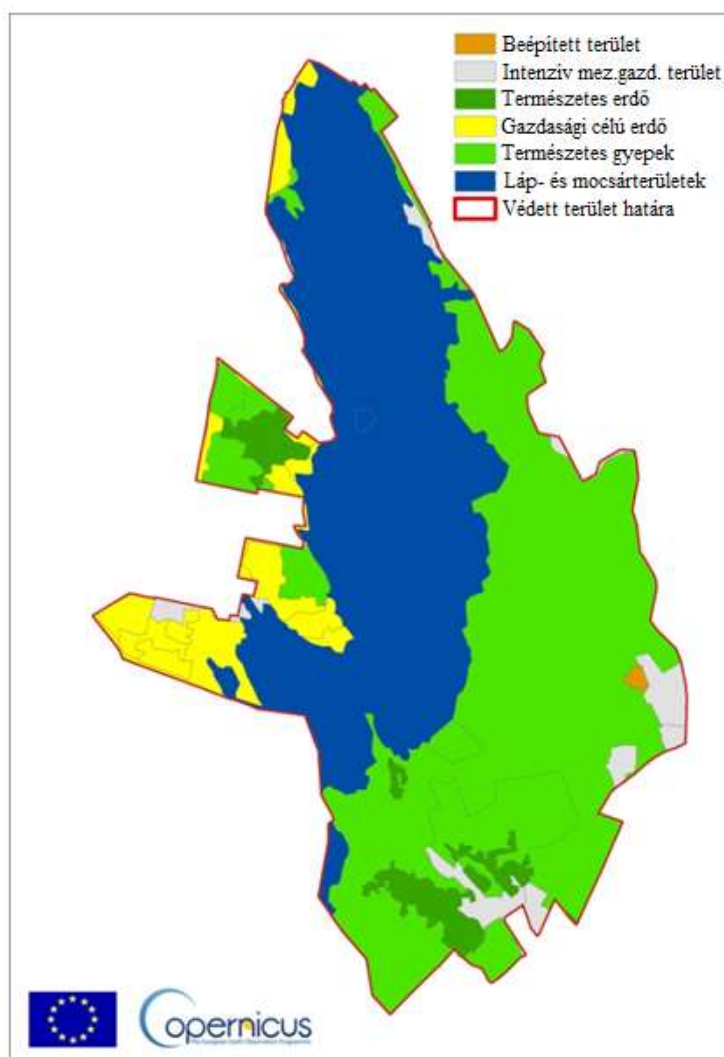
Az ÖSz-ek értékelését és térképezését élőhely-kategóriákhoz kötöttük, melyek lehatárolásánál szem előtt tartottuk, hogy a szolgáltatások biztosítása szempontjából homogén, és egyben a térképezés méretarányának legmegfelelőbb méretű területegységeket kapjuk (Arany et al. 2017).

Az élőhely-kategóriák lehatárolásához a Corine CLC50 felszínborítási adatbázisából indultunk ki, ugyanis a területre korábban készült élőhelytérkép nem volt teljes. A CLC50 adatbázisban a területen megtalálható kategóriák száma (18) igen magas volt, ami az ÖSz-ek értékeléséhez és térképezéséhez túl kis léptéknek volt tekinthető. Egyes kategóriák összevonásával 6 élőhely-kategóriát határoztunk meg az értékeléshez (1. táblázat), melyet térképileg is megjelenítettünk (1. ábra).

1. táblázat Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez és térképezéséhez használt élőhely-kategóriák CLC50 élőhely-kategóriák összevonásával (saját szerkesztés, 2018)

Table 1. Habitat categories for assessing and mapping ecosystem services by merging CLC50 habitat categories (own compilation, 2018)

CLC50 kód	CLC 50 kategóriák megnevezése	Hektár	A vizsgálatban használt csoportosítás	Hektár
1122	Nem összefüggő, családi házas és kertes beépítés	0,3	beépített területek	5,3
12112	Agrár létesítmények	5,0		
2112	Kistáblás szántóföldek	29,8	intenzív mezőgazdasági területek	79,2
2311	Intenzív legelők és erősen degradált gyepek bokrok és fák nélkül	40,6		
2312	Intenzív legelők és erősen degradált gyepek fákval és bokrokkal	8,1		
22112	Kistáblás szőlők	0,6		
3115	Lombos erdő ültetvények	60,4	gazdasági célú erdők	205,9
3125	Tülevelű ültetvények	57,4		
3139	Elegyes ültetvények	35,8		
3241	Fiatalos erdők és vágásterületek	52,3		
3112	Zárt lombkoronájú természetes lombhullató erdők, vizenyős területen	81,6	természetes erdőtársulások	119,2
3113	Nyílt lombkoronájú természetes lombhullató erdők nem vizenyős területen	11,5		
3243	Spontán cserjésedő-erdősődő területek	26,2		
3211	Természetes gyepek fák és cserjék nélkül	1156,1	természetes gyepek	1396,6
3212	Természetes gyepek fákval és cserjékkel	214,2		
2432	Mezőgazdasági területek túlsúlyban intenzív legelőkkel és jelentős természetes vegetációval	26,3		
4111	Édesvízi mocsarak	1248,7	láp és mocsárterületek	1252,8
51221	Mesterséges tavak, víztározók	4,0		
Összesen		3059,0	100%	3059,0



1. ábra A csoportosított területek térbeli eloszlása (saját forrás, 2018)  
 Figure 1. Map of classified habitats (own compilation, 2018)

### Az értékelendő ökoszisztéma-szolgáltatások kiválasztása

Az ÖSz-ek kiválasztása során több szempontot vettünk figyelembe: 1. a terület védettsége miatt az ÖSz-nek legyen természetvédelmi vonatkozása; 2. mindhárom fő ÖSz csoport (ellátó, a szabályozó és a kulturális) képviselve legyen, 3. legyen adat az adott szolgáltatásra. Ennek alapján 10 ÖSz került kiválasztásra (2. táblázat), ebből négy ellátó szolgáltatás (nád, vad, faanyag, széna), négy szabályozó (élőhely biztosítása védett fajok számára, többletvíz megtartása, őshonos háziállatok legelőnyomása, szénmegkötés) és két kulturális (turizmus és kutatás) szolgáltatás. Az élőhely biztosítását szabályozó szolgáltatásnak soroltuk be annak ellenére, hogy a MEA (2005) ezt nem nevesíti, a CICES 5.1. (Haines-Young és Potschin, 2013, 2018) pedig csak a szaporodó helyeket nevesíti a szabályozó-fenntartó szolgáltatások között. Az intenzív mezőgazdasági területek többféle, kisebb kiterjedésű élőhelyet foglalnak magukba, a szántóterületek terményei természetvédelmi vonatkozással nem rendelkeznek, így ez nem került bele vizsgálatainkba. A hal, mint ellátó szolgáltatás, sem szerepel a kiválasztott ÖSz-ek között, ugyanis a védett területen horgászatra vagy halászárra nincs lehetőség. A megfelelő legelőnyomás kulcsfontosságú a gyepterületek fenntartásában és természetvédelmi kezelésében, melyet a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság magyar szürkemarha és mezőhegyesi félvér lovak legelésével biztosít. Természetvédelmi relevanciája miatt ezt a rendhagyó ÖSz-t bevettük a szabályozó szolgáltatások közé.

### Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésének módszertana

Az ökoszisztéma-szolgáltatások meglétét szakértői becsléssel, míg a szolgáltatások fontosságát az érintett csoportok megkérdezésével értékeltük 2018 tavaszán.

A saját szakértői becslés esetében a különböző élőhely-kategóriákhoz hozzárendeltük az ott megjelenő ÖSz-eket a jellemző területhasználat alapján. Az élőhelyen meghatározó szolgáltatások egyes értéket kaptak, míg az ott hiányzó vagy elhanyagolható mennyiségben meglévők nullát. Minden élőhely-kategória esetében összesítettük a kapott pontszámokat és térképen ábrázoltuk. Így az adott élőhely-kategória a térképen a pontszámoknak megfelelő szint kapott mutatva az adott élőhely-kategória összesített ÖSz nyújtó képességét. Ezt az értékelési módszert a szakirodalomban egyszerű mátrix modellnek nevezik (Burkhard et al. 2009, Jacobs et al. 2015, Arany et al. 2017).

Az ökoszisztéma-szolgáltatások fontosságának meghatározásához a vizsgálati terület használatában érintett, legfontosabb csoportokat (nemzeti park igazgatóság, mezőgazdálkodók, vadgazdálkodó, vízügyi igazgatóság, önkormányzatok, természetvédő civil szervezet, állami erdőgazdaság, turisztikai vállalkozó) választottuk ki. A mezőgazdálkodók közül hármat kérdeztünk meg, akik átlagos birtokmérettel rendelkeznek. A területen három önkormányzat érintett, mindhármat bevontuk az értékelésbe. A többi szervezet esetében 1-1 képviselőt kértünk fel az értékelésre. Az erdőgazdaság képviselőjével sajnos nem sikerült a kutatás ideje alatt időpontot egyeztetni, így összesen 7 szervezettől 11 fő bevonásával végeztük el a lekérdezést. A felméréshez egy értékelő táblát használtunk, amelyben minden megadott ÖSz fontosságát 1-től 5-ig terjedő skálán (1: nem fontos, 5: nagyon fontos) kellett értékelnie a válaszadóknak. A válaszadók tájékoztatására megadtuk az adott szolgáltatás 2017-es mennyiségét mutató adatot is (2. táblázat). A kiválasztott ÖSz-ek fontossága mellett kérdéseket tettünk még fel ezek jelenlegi mennyiségére és változására vonatkozóan, de ezen eredményeket terjedelmi korlátok miatt jelen cikkben nem mutatjuk be.

2. táblázat Az ökoszisztéma -szolgáltatások fontosságát értékelő tábla (saját szerkesztés, 2018).

Table 2. Assessing the importance of ecosystem services (own compilation, 2018).

Ellátó szolgáltatások	Indikátor	Érték (2017)	Mértékegység	Adatforrás	Fontosság (1-5) <sup>1</sup>
Nád	learatott nád	50	hektár	KNPI <sup>2</sup>	
Vad	elejtett vad	151	példány	Mondok Kft.	
Faanyag	kitermelt faanyag	1950	köbméter/év	KEFAG <sup>3</sup>	
Széna	betakarított bála	4392	darab	KNPI	
Szabályozó szolgáltatások					
Élőhely biztosítása védett fajok számára	védett élőlény	363	faj	KNPI	
Többletvíz megtartása	visszartartott víz	1,85	millió köbméter	ADUVIZIG <sup>4</sup>	
Őshonos háziállatok legelőnyomása	legelő állat	370	egyed	KNPI	
Szénmegkötés	megkötött szén	33,3	ezer tonna	irodalmi adatok <sup>5</sup>	
Kulturális szolgáltatások					
Turizmus	látogató	3846	fő	FTE <sup>6</sup>	
Tudományos kutatás	kutatási jelentés	11	darab	KNPI	

1: 1 – nem fontos, 5 – nagyon fontos

2: KNPI – Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

3: KEFAG – Kiskunsági Erdészeti és Faipari Zrt.

4: ADUVIZIG – Alsó-Duna-völgyi Vízügyi Igazgatóság

5: Haszpra 2008, FAO 2016, Whitaker et al. 2015

6: FTE – Futóhomok Természetvédelmi Egyesület

A lekérdezés személyesen történt. A táblázat kitöltése során körülbelül egy-másfél órát töltöttünk el a válaszadók mindegyikével, de ez tartalmazta a fontosság mellett a jelenlegi mennyiség és a változás értékelését is, amit ebben a cikkben nem tárgyalunk. Röviden

bemutattuk az ÖSz koncepciót, a vizsgált témát és az egyes ÖSz-eket. Előzetesen átbeszéltünk minden mérőszámot, szükség esetén ezekhez magyarázatot fűztünk. Ezután következett maga a kitöltés, s közben az esetlegesen felmerülő kérdéseket megvitattuk.

A kapott értékeket egy táblázatban összesítettük úgy, hogy az önkormányzatok és gazdálkodók esetén a több válaszadótól kapott értékeket átlagoltuk. Ezt követően minden szolgáltatásnál az átlagok átlagát vettük. A térképezésnél az egyes élőhely-kategóriák esetében az adott szolgáltatás szakértői értékét (0/1) súlyoztuk a fontossági értékkel, majd a kapott értékeket minden élőhely-kategória esetében összeadtuk. Ez volt az alapja a térképi megjelenítésnek. Az érintett csoportok általi értékelés szocio-kulturális értékelésnek tekinthető, azon belül is preferencia alapú értékelésnek (Santos-Martin et al. 2017).

### Eredmények és megvitatásuk

#### Az ökoszisztéma-szolgáltatások élőhely-kategóriákhoz köthető eloszlása és térképi megjelenítése – a szakértői értékelés eredményei

A szakértői becslés eredményeit a 3. táblázat mutatja.

3. táblázat Az ökoszisztéma-szolgáltatások élőhely-kategóriákhoz rendelése szakértői becslés alapján  
Table 3. Assignment of ecosystem services to habitats based on expert judgment

Ellátó szolgáltatások	Beépített területek	Intenzív mezőgazdasági területek	Gazdasági célú erdők	Láp és mocsár	Természetes gyepek	Természetes erdőtüskésölések
Nád				1		
Vad		1	1		1	1
Faanyag			1			
Széna					1	
Szabályozó szolgáltatások						
Élőhely biztosítása védett fajok számára			1	1	1	1
Többletvíz megtartása				1	1	1
Öshonos háziállatok legelőnyomása					1	
Szénmegkötés				1	1	1
Kulturális szolgáltatások						
Turizmus				1	1	
Tudományos kutatás				1	1	1
Összesen	0	1	3	6	8	5

A szakértői becslés szerint a beépített területek nem nyújtanak ökoszisztéma-szolgáltatást. Az állattartó telep helyezkedik itt el, de az állatok élőhelyeként a legelőterületeket jelöltük meg.

Az intenzív mezőgazdasági területeken a vizsgált ÖSz-ek közül csak az elejtett vad jelenik meg az ott folytatott vadászat miatt.

A gazdasági célú erdőkben a faanyag az elsődleges ÖSz. Itt szintén jellemző a vaddisznó és az őz vadászata, így az elejtett vad, mint ÖSz itt is jelen van. Emellett élőhelyet biztosít több védett növény- és állatfaj számára. A rendszeres letermelés miatt tartósan szén megkötő nem képesek a területen, így ezt nem tekintettük itt jellemző szolgáltatásnak.

A láp- és mocsárterületeken az ellátó szolgáltatások közül kizárólag a nád jelenik meg. Fontos élőhely a védett élőlények számára, szénmegkötése jelentékeny, a többletvíz megtartása tekintetében pedig kulcsfontosságú terület. A kulturális szolgáltatások közül a kutatás és a turizmus egyaránt jellemző itt.

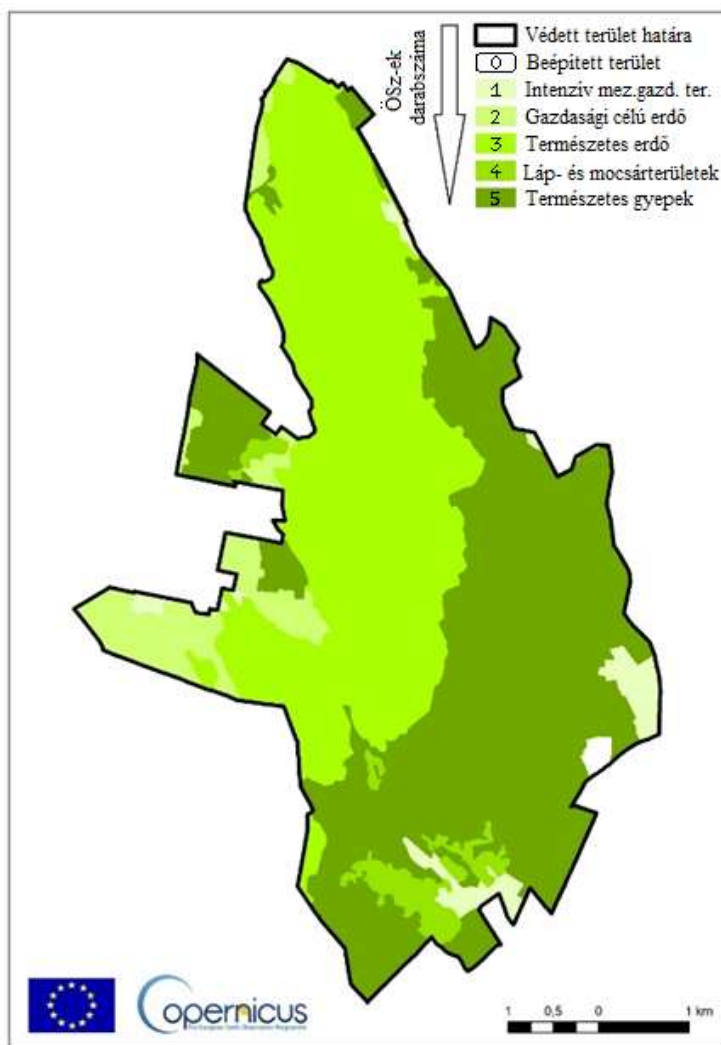
A természetes gyepek biztosítják a betakarítható szénát, illetve ezeken a területeken is vadásznak. A szabályozó és kulturális szolgáltatások mindegyike fontos ökoszisztéma-szolgáltatása ezen élőhelytípusnak.

A természetes erdők speciális védelmi státuszukból (erdőrezervátum) adódóan a vadakon kívül más, a kutatásban vizsgált ellátó szolgáltatást nem biztosítanak, fontos élőhelyek viszont



a védett állatok és növények számára, illetve jelentős mennyiségű többletvíz (téli-tavaszi csapadék felszíni megtartása) és szén-tárolnak. Nem látogatható területek lévén turizmus nem jelenik itt meg, tudományos kutatásoknak viszont helyszíne.

Látható, hogy a természetközeli élőhelyeken nagyobb számban jelennek meg ŐSz-ek, ezért magasabb pontszámot kaptak, az intenzíven használt területekhez képest. Térbeli eloszlásukat a 2. ábra mutatja. A színskála sötétedő színekkel ábrázolja a több ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó területeket. Az azonos mennyiséget nyújtó területek azonos színnel kerültek megjelölésre.



2. ábra A vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások élőhely-kategóriákhoz köthető darabszámának mintaterületen ábrázolt eloszlása

Figure 2. Distribution of habitat-related number of ecosystem services examined in the plot

### A vizsgálati terület által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások fontossága – az érintett csoportok általi értékelés eredményei

A fontosság értékelése tekintetében az érintettektől kapott adatokat a 4. táblázat foglalja össze. A fontossági értékek első két oszlopa a megkérdezett gazdálkodók (3 fő), illetve az önkormányzatok (3 fő) átlagértékeit tartalmazza.

4. táblázat Az ökoszisztéma-szolgáltatások fontossági értékelését összefoglaló táblázat  
Table 4. Summarizing the importance assessment of ecosystem services

	Fontossági érték *								
Ellátó szolgáltatások	G	Ö	N	Va	C	T	Vi	ÖSz átlaga	ÖSz kategória átlaga
Nád	1,7	3,7	1	3	3	3	4	2,8	3,5
Vad	3,3	4,3	2	5	5	5	2	3,8	
Faanyag	2,3	4,0	4	4	3	3	2	3,2	
Széna	4,7	4,7	4	5	3	5	4	4,3	
Szabályozó szolgáltatások									
Élőhely biztosítása védett fajok számára	5,0	5,0	5	5	5	5	5	5,0	4,7
Többletvíz megtartása	4,7	4,3	4	5	5	4	5	4,6	
Őshonos háziállatok legelőnyomása	4,3	4,7	5	5	4	5	4	4,6	
Szénmegkötés	4,3	4,7	5	5	5	5	3	4,6	
Kulturális szolgáltatások									
Turizmus	4,7	5,0	5	4	5	5	5	4,8	4,7
Tudományos kutatás	4,3	4,3	5	5	5	5	4	4,7	
Kitöltők átlaga								4,2	

\* G-gazdálkodó, Ö-önkormányzat, N-nemzeti park igazgatóság, Va-vadgazdálkodó szervezet, C-civil szervezet, T-turisztikai vállalkozó, Vi-vízügyi

A fontossági átlagértékek átlaga 4,2, a két szélsőérték 3,8 és 4,6. Ennek alapján elmondható, hogy bár különböző mértékben ugyan, de mindenki számára fontosak a terület által nyújtott ÖSz-ek. A főbb ÖSz kategóriák tekintetében a szabályozó és a kulturális szolgáltatások átlagának átlaga egyaránt 4,7 volt, mely igen magas értéknek tekinthető. Ezekről jelentősebb eltérést mutat az ellátó szolgáltatások értéke, mely mindössze 3,5. Itt nagyobb volt a szórás az egyes érintett csoportok általi értékelésben, ami valószínűleg annak köszönhető, hogy eltérő mértékben veszik igénybe a terület nyújtotta ellátó szolgáltatásokat. A védett és Natura 2000 jelölőfajok számára történő élőhely biztosítását minden válaszadó maximális fontosságúnak értékelte.

A vizsgálatok során értékelt ÖSz-ek érintett csoportonként meghatározott fontossági értékeinek átlagát az élőhely-kategóriákhoz rendeltük a szakértői becslés súlyozásaként (5. táblázat).

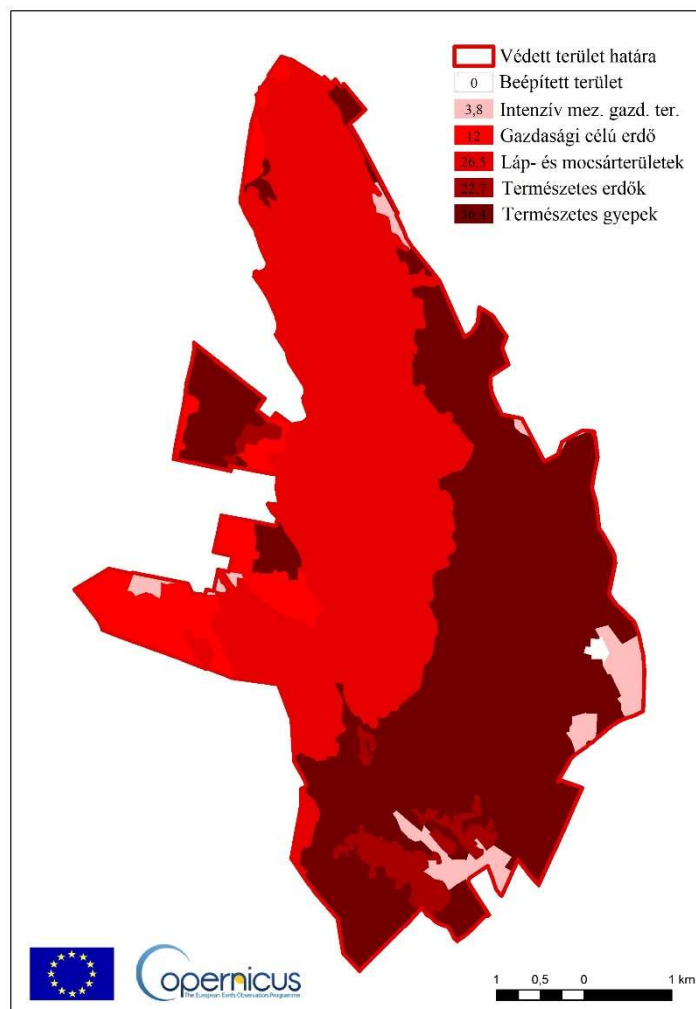
5. táblázat Az élőhely-kategóriákhoz rendelt fontossági értékek összesítése  
Table 5. Aggregation of importance values assigned to habitats

Ellátó szolgáltatások	Beépített területek	Intenzív mezőgazdasági területek	Gazdasági célú erdők	Láp és mocsár	Természetes gyepek	Természetes erdőtüskésülések
Nád				2,8		
Vad		3,8	3,8		3,8	3,8
Faanyag			3,2			
Széna					4,3	
Szabályozó szolgáltatások						
Élőhely biztosítása védett fajok számára			5	5	5	5
Többletvíz megtartása				4,6	4,6	4,6
Őshonos háziállatok legelőnyomása					4,6	
Szénmegkötés				4,6	4,6	4,6
Kulturális szolgáltatások						
Turista				4,8	4,8	
Tudományos kutatás				4,7	4,7	4,7
Összesen	0	3,8	12	26,5	36,4	22,7



Az élőhely-kategóriákhoz rendelt fontossági értékek markáns különbséget mutatnak a természetközeli élőhelyek javára. Látható, hogy az itt található ÖSz-ek nemcsak sokrétűbbek, hanem az érintettek számára jóval nagyobb értéket képviselnek. A gyepekhez kapcsolódó ÖSz-ek kiemelten fontosnak tekinthetők az érintett csoportok számára.

A fontossági értékeket térképen is ábrázoltuk (3. ábra). Látható, hogy a fontosság tekintetében kevés pontszámot kapott területek aránya igen kicsi a teljes területhez viszonyítva.



3. ábra Az ökoszisztéma-szolgáltatások fontosságának térbeli ábrázolása  
Figure 3. Spatial representation of the importance of ecosystem services

A térképek összevetése lehetőséget ad az ÖSz-ek számának és fontosságának területi összehasonlítására. A két ábra összevetésével látható, hogy ugyanazon területek minősültek fontosnak, amelyek esetében több ÖSz tartozott a területhez. Ahol csekély számú szolgáltatás volt megfigyelhető, azon élőhely-kategóriák fontossági érték tekintetében is alacsony szintet képviseltek. Az élőhely-kategóriák közötti különbséget a súlyozás jobban széthúzta, de a sorrendet nem változtatta meg, ami a fontossági értékek közötti alacsony szórásnak volt köszönhető. Az egyes élőhelyek közül a gazdasági és a természetes erdők esetében például látható, hogy míg az előfordulás tekintetében a szakértői becslés alapján csak egyetlen különbség volt a két élőhely-kategória közt, addig a fontosság tekintetében a természetes erdők sokkal magasabb értéket kaptak, mint a gazdasági erdők.

## Az eredmények megvitatása

A Kiskunsági Nemzeti Park Kolon-tavi törzsterületén végzett ÖSz értékelés és térképezés megmutatta, hogy a természetközeli élőhelyek ÖSz nyújtó képesség szempontjából értékesebbek, mint az intenzív művelés alatt álló vagy beépített területek. Ezt mind a szakértői értékelés eredménye, mind ennek az érintett csoportok által meghatározott fontossági értékkel súlyozott eredménye is alátámasztja.

A fontossági értékelés során született eredmények számunkra azt mutatják, hogy az itt élők szeretik a Kolon-tavat és környezetét. Úgy véljük, hogy ennek kialakításában épp úgy, mint fenntartásában és elmélyítésében kiemelkedően fontos szerepe van az oktatói és szemléletformáló tevékenységnek, melyet a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság a helyi civil szervezetek bevonásával végez több mint egy évtizede. Vizsgálataink az ökoszisztéma szolgáltatások szempontjából is igazolják a természetes gyeptársulások kiemelt jelentőségét. Az eredmények felhasználhatóak a terület tájhasználati tervezésénél, az érintett csoportokkal való kommunikációban és környezeti nevelésben is.

A kiválasztott ÖSz-ek körét a kutatás további szakaszaiban a tapasztalatok alapján érdemes felülvizsgálni. Egyrészt a kör bővíthető más ÖSz-ekkel (pl. legelő állatok húsa, szántóterületek terményei, más üvegházhatású gázok megkötése, tájképi jelentőség), másrészt célszerű kivenni a körből az élőhelyek biztosítását és a legelőnyomást, s ezeket inkább állapotjellemzőnek tekinteni.

A Kolon-tavi terület ÖSz-einek értékelésének és térképezésének alapjául egyszerű mátrix modellt alkalmaztunk. Ez továbbfejleszthető szabály-alapú és statisztikai modellre vagy folyamatalapú modellre épülő értékeléssé (Arany et al. 2017, Vári et al. 2017), de ennek megvalósítása további adatgyűjtést és fejlesztést igényel. Az ÖSz-ek élőhely-kategóriákhoz rendelését jelen kutatásban természetvédelmi szakemberek végezték. A szakértői értékelés bővíthető más szakterületek képviselőinek bevonásával.

A fontossági értékek meghatározásába érdemes a helyi erdőgazdaságot és több gazdálkodót is bevonni, mert az árnyalhatja az eredményeket. A jövőben a kvantitatív információra építő kérdőívezés mellett félig strukturált interjúk készítése is megfontolandó, mely kvalitatív értékelésre is lehetőséget ad. Az interjúzással árnyaltabb képet kaphatunk az ÖSz-ek ismeretéről és használatáról, felszínre kerülhetnek a fontossági értékek mögött meghúzódó egyéni érvek és az ÖSz-ekhez kapcsolható esetleges konfliktusok is (pl. Kalóczkai et al. 2014, Kovács et al. 2015). Emellett fókuszcsoportos beszélgetések lehetnek a legalkalmasabbak az érvek ütköztetésére és konszenzusos érték kialakítására (pl. Kelemen et al. 2014, Arany et al. 2017) vagy akár a felszínre került konfliktusok kezelésére is.

## Köszönetnyilvánítás

Köszönet a Futóhomok Természetvédelmi Egyesületnek, mely sokban hozzájárult munkánkhoz. Emellett köszönettel tartozunk minden bevont érintettnek, akik idejüket áldozták az értékelésre, véleményt formáltak a vizsgálatban tárgyalt kérdésekről. A bírálóknak is köszönjük az értékes észrevételeket, amelyek hozzájárultak a cikk továbbfejlesztéséhez.

## Irodalom

- Ábrám Ö., Biró Cs., Morvai E., Boros E. 2019: A Kolon-tó nyíltvíz rekonstrukciójának hatása az élőhelyekre és limnológiai tényezőkre. *Hidrológiai Közöny* 99(3): 30–36.
- Arany I., Czúcz B., Kalóczkai Á., Kelemen A.M., Kelemen K., Papp J., Papp T., Szabó L., Vári Á., Zólyomi Á. 2017: Mennyit érnek a természet ajándékai? – A Nyárad és Kis-Küküllő menti Natura 2000 területek ökoszisztéma szolgáltatás kutatásának összefoglaló tanulmánya. Marosvásárhely, Románia
- Báldi A. 2011: Pénzt vagy életet? *Magyar Tudomány*, 172: 774–779.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhorst, W. 2009: Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessments. *Landscape Online* 15: 1–12.

- Burkhard, B., Maes, J. (Eds.) 2017: Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Derts, Zs., Koncsos, L. 2012: Ecosystem services and land use zonation in the Hungarian Tisza deep floodplains. *Pollack Periodica*. 7: 79–90.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations 2016: Global forest resources assessment 2015. FAO, Róma, p. 44.
- FTE - Futóhomok Természetvédelmi Egyesület 2019: A Kolon-tó kezelési terve, Izsák, p. 160.
- Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S.E., Zulian, G. 2014: A tiered approach for ecosystem services mapping. *Ecosystem Services*: 13.
- Hamar S. 2010: Kolon, lép a Kiskunságban. Kiskunsági Madárvédelmi Egyesület, Kecskemét, p. 48.
- Haines-Young, R., Potschin, M.B. 2013: Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, (letölthető a [www.cices.eu](http://www.cices.eu) honlapról)
- Haines-Young, R., Potschin, M.B. 2018: Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting Ltd. ([www.cices.eu](http://www.cices.eu))
- Haszpra L. 2008: A bioszféra szerepe a légkör szén-dioxid tartalmának alakulásában. OMSZ, Budapest, p. 29.
- Honti, M., Gao, C., Istvánovics, V., Clemen, A. 2020: Lessons learnt from the long-term management of a large (re)constructed wetland, the Kis-Balaton Protection System (Hungary). *Water* 12: 659.
- Iványosi Szabó A., Molnár B., Kákonyi Á., Biró Cs., Biró M., Vidéki R., Máté A., Pigniczki Cs., Sipos F. 2015: A Duna-Tisza közti tájak természeti értékei, A Turjánvidék. In: Iványosi Szabó A. 2015: A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, pp.152–189.
- Jacobs, S., Burkhard, B., Daele, T., Staes, J., Schneiders, A. 2015: 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling* 295: 21–30.
- Jenkins, W., Murray, B., Kramer, R., Faulkner, S. 2010: Valuing Ecosystem Services From Wetlands Restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics* 69: 1051–1061.
- Kalóczkai Á., Kelemen E., Pataki Gy., Balázs B., Kovács E., Fabók V. 2014: Az ökoszisztéma szolgáltatások szerepe a tájhasználati konfliktusok kialakulásában és feloldásában. In: Kelemen E., Pataki Gy. (szerk.) *Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Gödöllő; Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet; Environmental Social Science Research Group (ESSRG), pp. 94–109.
- Kelemen E. 2013: Az ökoszisztéma szolgáltatások közösségi részvételen alapuló, ökológiai közgazdaságtani értékelése. Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő, p. 190.
- Kelemen E., Pataki Gy. 2014: Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésének elméleti megalapozása. – In: Kelemen E., Pataki Gy. (szerk.): *Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. SZIE KTI – ESSRG, Gödöllő – Budapest, pp. 37–57.
- Kelemen E., Pataki Gy., Balázs B., Bela Gy., Fabók V., Kalóczkai Á., Kohlheb N., Kovács E., Kovács Krasznai E., Mertens C. 2014: A nem pénzügyi értékelési módszerek kontextusfüggő alkalmazásának tapasztalatai In: Kelemen E., Pataki Gy. (szerk.) *Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Gödöllő; Budapest: Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet; Environmental Social Science Research Group (ESSRG), 2014. pp. 56–75.
- Kelemen E., Málovics Gy., Margóczy K. 2009: Ökoszisztéma szolgáltatások felmérése során feltárt konfliktusok az Alpári-öblözetben. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 119–133.
- Kerekes S., Kindler J., Baranyi Á., Bisztriczky J., Csutora M., Kék M., Kovács E., Kulifai J., Marjainé Szerényi Zs., Nemcsicsné Zs. Á., Pál G., Szabó L. 1998: A szigetközi térség természeti tőke értékváltozása. BCE Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszéke, Budapest, p. 73.
- Kerekes S., Kindler J., Bisztriczky J., Csutora M., Kovács E., Kulifai J., Marjainé Szerényi Zs., Nemcsicsné Zs. Á. 1999: A természeti tőke várható értékváltozása a Szigetközben. Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem, Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék, Budapest, p. 108.
- Kovács E. 2014: Az ökoszisztéma szolgáltatások megjelenése a biodiverzitás politikában. In: Kelemen E., Pataki Gy. (szerk.) *Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Gödöllő; Budapest: Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet; Environmental Social Science Research Group (ESSRG), pp. 131–143.
- Kovács, E., Kelemen, E., Kalóczkai, Á., Margóczy, K., Pataki, G., Gébert, J., Málovics, Gy, Balázs, B., Roboz, Á., Krasznai-Kovács, E., Mihók, B. 2015: Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem Services* 12: 117–127.
- Kovács E., Kelemen E., Pataki Gy. 2011: Ökoszisztéma szolgáltatások a tudományterületek és a szakpolitikák metszéspontjaiban. *Természetvédelmi Közlemények* 17: 1–11.
- Kovács-Hostyánszki A., Bereczki K., Czúcz B., Fabók V., Fodor L., Kalóczkai Á., Kiss M., Koncz P., Kovács E., Rezneki R., Tanács E., Török K., Vári Á., Zölei A., Zsembery Z. 2019: Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és értékelés, avagy a természetvédelem országos programja. *Természetvédelmi Közlemények* 25: 80–90.

- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M.L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P.H., Condé, S., Schägner, J.P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J. I., Pereira, H. M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, J. E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D., Bidoglio, G. 2013: Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Málovics, Gy., Margóczy, K., Gébert, J. 2011: Ecosystem services at Magyarcsanak site as perceived by local people, in: Körmöczy, L. (Ed.), Ecological and socio-economic relations in the valleys of river Körös/Cris and river Maros/Mures. TISCIA Monograph Series 9., Szeged-Arad, pp. 175–208.
- Margóczy K., Málovics Gy., Gébert J., Roboz, Á. 2012: Kinek szolgált a természet? Természetvédelmi Közlemények 18: 347–358.
- Marjainé Szerényi Zs. 2019: Mit nyújthat a Barcsi Ó-Dráva holtág az emberek számára? Az ökoszisztéma-szolgáltatások felmérése és az élőhely helyreállításának várható hatásai. In: Purger D., Purger J. J. (szerk.) A Barcsi Ó-Dráva holtág élőhelyei és élővilága, Pécs, pp. 201–223.
- Marjainé Szerényi Zs., Csutora M., Harangozó G., Krajnyik Zs., Kontár R., Nagypál N. 2005: A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági értékelési módszerek. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötete, Budapest.
- Marjainé Szerényi, Zs., Kovács, E. 2018: Merre tart a környezetértékelés? A teljes gazdasági értéktől az ökoszisztéma-szolgáltatásokig. In: Parádi-Dolgos A., Fertő I., Marjainé Szerényi Zs., Kocsis T., Bareith T. (szerk.) Tanulmányok Kerekes Sándor 70. születésnapja tiszteletére. Kaposvár: Kaposvári Egyetem, pp. 135–150.
- McDonough, K., Hutchinson, S., Moore, T., Hutchinson, J.M.S. 2017: Analysis of publication trends in ecosystem services research. *Ecosystem Services* 25: 82–88.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment 2005: Ecosystems and human wellbeing: Biodiversity synthesis. World Resource Institute, Washington D.C. p. 86.
- Palásti P., Kerepeczki É. 2018: A Biharugrai halastórendszer ökoszisztéma szolgáltatásai a helyiek szemszögéből – többszempontú szocio-kulturális értékelés. *Természetvédelmi Közlemények* 24: 141–159
- Palotás B., Molnár Zs., Báldi A. 2019: IPBES: a biológiai sokféleség és ökoszisztéma-szolgáltatások nemzetközi csúcs-szervezete. *Természetvédelmi Közlemények* 25: 91–111.
- Palásti, P., Kiss, M. Gulyás, Á., Kerepeczki, É. 2020: Expert knowledge and perceptions about the ecosystem services and natural values of Hungarian fishpond systems. *Water* 12, 2144.
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R.T., Dessane, B. E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S.M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, Y.S., Amankwah, E., Asah, S.T., Berry, P., Bilgin, A., Breslow, S.J., Bullock, C., Cáceres, D., Daly-Hassen, H., Figueroa, E., Golden, C.D., Gómez-Baggethun, E., González-Jiménez, D., Houdet, J., Keune, H., Kumar, R., Ma, K., May, P.H., Mead, A., O'Farrell, P., Pandit, R., Pengue, W., Pichis-Madruga, R., Popa, F., Preston, S., Pacheco-Balanza, D., Saarikoski, H., Strassburg, B.B., van den Belt, M., Verma, M., Wickson, F., Yagi, N. 2017: Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26: 7–16.
- Pinke Zs. 2012: Aszály-, belvízkárok és az árvízvédelmi ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésének szerepe a belvizes területek vizes élőhelyei alakításában. *Tájökológiai Lapok* 10: 271–286.
- Pinke, Zs., Kiss, M., Lövei, G. L. 2018: Developing an integrated land use planning system on reclaimed wetlands of the Hungarian Plain using economic valuation of ecosystem services. *Ecosystem Services* 30: 299–308.
- Santos-Martin, F., Kelemen, E., Garcia-Llorente, M., Jacobs, S., Oteros-Rozas, E., Barton, D. N., Palomo, I., Hevia, V., Martin-Lopez, B. 2017: 4.2. Socio-cultural valuation approaches. In Burkhard, B, Maes, J (Eds.) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, pp. 102–112.
- TEEB 2010: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations, Earthscan, London and Washington.
- Tóth F., Jancsovszka P., Kerepeczki É., Kelemen E. 2017: A Biharugrai-halastavak ökoszisztéma-szolgáltatásainak szociokulturális értékelése. *Természetvédelmi Közlemények* 23: 224–241.
- Vári, Á., Arany, I., Aszalós, R., Bóné, G., Blik, P., Havadtői, K., Kelemen, K., Ónódi, G., Papp, J., Papp, T., Somodi, I., Sós, T., Daróczy, Sz., Kovács, I., Nagy, A., Zeitz, R., Czucz, B. 2017: 7. Mapping and modelling ecosystem services in the Niraj-Târnava Mică region In: Vári, Á., Czucz, B., Kelemen, K. (Eds.): Mapping and assessing ecosystem services in Natura 2000 sites of the Niraj-Târnava Mică region. Milvus Group – MTA ÖK-CEEweb, Tg. Mureș, Romania, pp. 85–126.
- Whitaker, K., Rogers, K., Saintilan, N., Mazumder, D., Wen, L., Morrison, R. J. 2015: Vegetation persistence and carbon storage: Implication for environmental water management for *Phragmites australis*. *American Geophysical Union, Washington D.C.*, p. 17.

**ASSESSMENT AND MAPPING OF ECOSYSTEM SERVICES PROVIDED BY THE KOLON LAKE  
CORE AREA OF THE KISKUNSÁG NATIONAL PARK DIRECTORATE**

Örs ÁBRÁM <sup>1,2</sup>, Csaba BIRÓ <sup>2,3</sup>, Edina MORVAI <sup>2,3</sup>, Eszter KOVÁCS <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, Institute for Natural Resources Conservation  
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

<sup>2</sup>Futóhomok Nature Conservation Association  
6070 Izsák, Matyó dűlő 46.

<sup>3</sup> Kiskunság National Park Directorate  
6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19. e-mail: orsabram@gmail.com

**Keywords:** Lake Kolon, ecosystem services, mapping of ecosystem services, expert/stakeholder-based assessment

We assessed and mapped the most important ecosystem services of the Lake Kolon core area of the Kiskunság National Park using expert-based judgment and valuation by the main stakeholder groups. In the expert-based assessment presence of the ecosystem services was connected to the habitats and then mapped. Representatives of the stakeholder groups evaluated the importance of the ecosystem services, which was used as a weight to the second mapping exercise. Results of the expert-based assessment show that natural grasslands provide the most ecosystem services. The main user groups put a high value, especially on the regulatory and cultural services. This, in our opinion, is due to the educational and awareness-raising activities, which have been carried out in the area by the Kiskunság National Park Directorate in collaboration with the local civic organizations in the last two decades. Both assessment methods can be further developed.



## TÁVOLI TÁJAK VÉDETT TERÜLETEI: ZAPOVEDNIK ÉS ZAKAZNIK

CSEHI Dorottya Erzsébet, FEJES Zsófia Anna, GLAVANOVITS Boglárka, GYURINA Tamás, HORVÁTH Enikő, HORVÁTH Olimpia Dóra, KERTÉSZ Gábor, TÓTH Tímea, VARGA Péter

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,  
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: tvmsc2019@gmail.com

**Kulcsszavak:** nemzetközi természetvédelem, IUCN, egyedi területi kategóriák, volt Szovjetunió, Oroszország, Eurázsia

**Összefoglalás:** A Yellowstone Nemzeti Park 1872-es megalapítása óta világszerte nagy számú védett természeti terület került kijelölésre. Az IUCN a területek többségét regisztrálta, azonban a nyilvántartásban olyan egyedi típusú védett területekkel is találkozhatunk, mint a zapovednik és a zakaznik. Mindkét területtípus a volt Szovjetunió területén fordul elő. Az IUCN 1998-as összesítése alapján 1997-ig 130 zapovedniket jelöltek ki Oroszországban (91), Azerbajdzsánban (12), Kazahsztánban (8), Türkmenisztánban (8), Kirgizisztánban (6), Tádzsikisztánban (3) és Fehéroroszországban (2). A zapovednik olyan védett természeti területek, amiket azért alapítanak, hogy menedéket nyújtsanak élőhely-specifikus ritka állatfajoknak, mint például Barguzini Zapovednikben élő coboly (*Martes zibellina*), vagy a Kedrovaya Pad Zapovednikben élő amuri leopárd (*Panthera pardus orientalis*). Az IUCN ezeket általában Ia típusú területeknek minősíti, vagyis szigorúan védettek. A zapovednikeket tehát azért hozták létre, hogy olyan érintetlen ökoszisztémával rendelkező mintaterületek legyenek, ahol lehetőség van természetvédelmi kutatásokra. A zakaznikok kijelölésének célja eltérő. 1997-ig 259-et alapítottak belőlük: 83-at Oroszországban, 59-et Kazahsztánban, 53-at Fehéroroszországban, 20-at Kirgizisztánban, 17-et Azerbajdzsánban, 14-et Tádzsikisztánban és 13-at Türkmenisztánban. A „zakaz” szó tiltást jelent és a természetes erőforrások használatának részleges vagy teljes, előre meghatározott idejű korlátozására utal. Eredetileg azért alapították őket, hogy zavartalan szaporodási lehetőséget biztosítsanak a vadászható állatfajok számára, manapság azonban a specifikus zoológiai, botanikai, hidrológiai és geológiai értékek védelme az elsődleges céljuk. A zakaznikokat az IUCN rendszerint IV típusú védett területeknek minősíti, melyek különleges természetvédelmi kezelést igényelnek egy adott veszélyeztetett faj vagy élőhely megóvása érdekében.

### Bevezetés

A védett természeti területek 2000-ig tartó alapításairól és kijelöléseiről részletes beszámolókat lehet olvasni a Szent István Egyetem Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszékének publikációiból (Centeri és Gyulai 2006, Centeri et al. 2007, Penksza et al. 2007, Centeri et al. 2008a, b, Centeri és Pottyondy 2009, Centeri 2010, Centeri et al. 2010, Centeri és Gyulai 2011, Centeri és Gyulai 2013, Almási et al. 2014, Berecz et al. 2015, Ábrám et al. 2016, Balogh et al. 2016, Bognár et al. 2016). Ezek a cikkek az első védetté nyilvánításoktól kezdve az egészen 2000-ig tartó időszakból számos különféle megközelítésből indult rendszerezést, kimutatást és összesítést tartalmaznak a különböző védett természeti területi kategóriákról. Globális szinten rengeteg típusuk létezik, melyek sok esetben a hazai természetvédelmi nomenklátúra számára ismeretlenek. Cikkünkben két ilyen egyedi területi kategóriát mutatunk be: a zapovedniket és a zakaznikot.

### Anyag és módszer

Az adatok ismertetésénél az IUCN hivatalos listáját vettük alapul (IUCN 1998). Ebből emeltük ki a „zapovednik”, „zakaznik” és „national zakaznik” típusokba tartozó védett természeti területeket, majd különféle rendszerezési szempontok szerint táblázatokba rendeztük a számszerű adatokat az áttekinthetőség érdekében. A „zakaznik” és „national zakaznik” típusú területeket „zakaznik” néven összevontuk, mivel national zakaznik néven csak Kazahsztánban

található védett terület, és ezek IUCN besorolása nem különbözik a többi zakaznik besorolásától (ugyanúgy a IV-es kategóriába tartoznak). Az egyes védett természeti területek száma és pontos területi kiterjedésének aktualizálása végett az említett listán kívül más, többségében internetes forrásokat is igénybe vettünk.

A zapovednikok és a zakaznikok definiálásához nemzetközi és orosz, angol nyelvű munkákra támaszkodtunk (Chape et al. 2008, Weiner 1988, Shtil'mark 2003) és további angol nyelvű internetes forrásokat is igénybe vettünk ezek kiegészítésére és a vizsgált típusok a védett természeti területek körében elfoglalt szerepének megértéséhez ([http1](#), [http2](#), [http3](#), [http4](#), [http5](#), [http6](#)). Cikkünk utolsó részében két zapovedniket és két zakaznikot a fellelhető angol nyelvű internetes források mennyiségének függvényében részletesebben mutatunk be.

## Eredmények

A vizsgált területi kategóriák elsősorban a volt Szovjetunió területén jöttek létre, de a történetük régebbre nyúlik vissza. A természet és annak védelme számos ponton kapcsolódik az orosz kultúrához és történelemhez ([http1](#)), és az irodalomban is feltűnt már a gyakorlati természetvédelem megindulása előtt (Chibilev 2017). A 19. század legvégén az orosz tudományos élet több alakja is megfogalmazta érintetlen rezervátumok kialakításának szükségességét, azonban az első rezervátum kijelölésére egészen 1916 december 29-éig várni kellett. Ekkor jött létre ugyanis a még elsősorban gazdasági, vadvédelmi céllal kialakított Barguzini Zapovednik. Öt év és a bolsevik forradalmat követő polgárháború elmúltával törvény született a kizárólag természetmegőrzési és tudományos kutatási célokat szolgáló rezervátumok létrehozásáról: ezeket nevezték zapovednikeknek (Weiner 1988). Zakaznikokat valamely gazdaságilag jelentős vad időszakos védelmére jelölték ki már 1882-ben (Weiner 1988, Shtil'mark 2003).

### A zapovednik

A zapovednikok a néhai Szovjetunió területén létrehozott védett természeti területek. A „zapovednik” orosz szó jelentése zavarástól védett, megőrzésre kötelezett ([http2](#)). Az angol nyelvű források mind természeti rezervátumként (nature reserve) (Weiner 1988, Tripp 1998, Shtil'mark 2003, Chape et al. 2008, [http1](#)) vagy szigorú (strict) természeti rezervátumként utalnak rá ([http1](#), [http2](#)). Ennek megfelelően a zapovednikok céljai a biodiverzitás és a természeti rendszerek védelme, a tudományos kutatás és az ökológiai monitoring, valamint kisebb mértékben a környezeti nevelés és a természeti értékek bemutatása (Ostergreen és Hollenhorst 2000). Az IUCN a legmagasabb, Ia védeltségi kategóriába sorolta ezeket a területeket ([http3](#)). Ebbe a kategóriába szigorúan védett területek tartoznak, létrehozásuk célja a biodiverzitás és a geológiai/geomorfológiai elemek védelme, ahol a látogatás és a tájhasználat csak szigorú szabályozások és korlátozások mellett működhet, így biztosítva a természeti értékek védelmét (Romanov 2017). A zapovednikeket mindezek alapján természeti vagy tudományos rezervátumoknak nevezhetjük.

Számos zapovednik jött létre egy kiválasztott faj állományának fennmaradása érdekében, ilyen például a Barguzini Zapovednik, ami a barguzini coboly (*Martes zibellina*), a Voronyezsi Zapovednik, ami az európai hód (*Castor fiber*), a Kandalaksai Zapovednik, ami a pehelyréce (*Somateria mollissima*) és a Kedrovaya Pad Zapovednik, ami az amuri leopárd (*Panthera pardus orientalis*) állományainak, élőhelyeinek megővására jött létre. A zapovednikok azonban nemcsak természeti értékeket foglalhatnak magukba, hanem történelmi és kulturális örökségeket is (Tripp 1998). Látogatásuk többnyire csak tudományos célból lehetséges, és az ökoturizmus számára nyitott területeiken (egy-egy rezervátum 0,3-5%-án) is engedélyköteles (Ostergreen és Hollenhorst 2000, [http1](#), [http5](#)). Éppen ezért nagy jelentősége van a bennük

őrzött természeti gazdagságot bemutató könyveknek és természetfilmeknek, amelyen A szivárvány gyermekei, a Durrell a Szovjetunióban vagy az ITV „Survival” televíziós sorozata.

Létrehozásuk eszmei alapját a „zapovednost” elmélet képezte, melynek kidolgozója Vaszilij Vasziljevics Dokucsajev volt. Az elmélet alapja, hogy a természetben ökológiai egyensúly áll fenn, ami önmagát szabályozva fenn is marad emberi beavatkozás nélkül. Erre építve Dokucsajev szerint „sérthetetlen”, érintetlen területek kijelölése szükséges, amelyek megfigyelésével a természet működéséről és a megfelelő gazdálkodásról nyerhetünk ismereteket (Shtil'mark 2003). Ezt a sérthetetlen, érintetlen állapotot jelenti a „zapovednost”, és ezt hivatott megvalósítani a zapovednik (Weiner 1988). Létrehozásukkal olyan területeket szerettek volna kialakítani, ahol a gazdasági tevékenységek nem megengedettek, és ahová csak kutatók és természetvédelmi örök léphetnek be. Ezeket a területeket mintaterületeknek szánták, melyek érintetlen ökoszisztémákként összehasonlítási alapul szolgálhatnak kezelt területekkel szemben, ilyen lehet például egy mezőgazdasági vagy egy erdőgazdasági terület. Ennek következtében a zapovednikeknek megfelelő méretűnek kell lenniük ahhoz, hogy emberi beavatkozás nélkül is fenn tudjon maradni az őshonos populációk egyensúlya. Ehhez a tápláléklánc minden szintjének megfelelő arányban kell képviseltetnie magát (Tripp 1998).

Az első állami zapovednik létrehozása 1916 december 29-én történt meg, ekkor II. Miklós orosz cár területet jelölt ki a Bajkál-tó keleti partvidékénél, hogy létrehozzák az Orosz Birodalom, a későbbi Szovjetunió első védett természeti területét, a Barguzini Zapovedniket a coboly (*Martes zibellina*) megóvása érdekében. A megvalósításban közrejátszhatott, hogy az Egyesült Államok néhány hónappal korábban létrehozta a saját nemzeti parki szolgálatát. Barguzinnál élő cobolypopuláció különleges volt, ugyanis bundája sötétebb volt a más területeken élő fajtársaiénál (http7). Ezeket a menyétféléket prémjük miatt vadászták, ezért a faj itteni állománya az eltűnés szélére sodródott (http5). De nem csak a vadászat volt kedvezőtlen hatással a terület élővilágára. A volt Szovjetunió egészének természeti területeit a nagymértékű ipari fejlődés, a háborúk, a feleltlen döntések és a katasztrófák következtében még napjainkban is erős szennyezettség és degradáció jellemzi. A tájra rendkívül kedvezőtlen hatást gyakorolt többek között a csernobili atomerőmű katasztrófája. Ám a kijelölt zapovedniknek köszönhetően a barguzini coboly, a bajkái foka (*Pusa sibirica*) és a finn erdei rénszarvas (*Rangifer tarandus fennicus*) nem pusztult ki Barguzin környékéről. A ma működő 101 oroszországi zapovednik pedig remélhetőleg biztosítja, hogy a többi észak-eurázsiai fajnak is legyenek zavarásmentes élőhelyei (http5).

Az oroszországi rezervátumok hálózata azonban nem tudhat a magáénak töretlen sikertörténetet. A zapovednik rendszer kiépítése V.I. Lenin idejében fejlődésnek indult, később azonban majdnem minden addigi eredményét elveszítette. Gazdasági oldalról a sztálini diktatúra politikája, tudományos oldalról pedig I.I. Prezent és T.Gy. Liszenko, a Kommunista Akadémia vezéralakjai is a természet átalakítását hirdették és vezényelték a Szovjetunióban. Ennek következtében az addig létesített 128 zapovednikből 40 maradt meg, és lényegében azok is kísérleti mezőgazdasági állomásokká váltak (Weiner 1988). A helyreállítás az 1970-es években indult meg. 1981-ben elrendelték a zapovednikek szigorú védelmét, majd 1995-ben szövetségi törvény állapította meg a mai formájukat (http1). Oroszországban ezzel egy időben kezdtek megjelenni a nemzeti parkok is, amelyekben rekreációs és oktatási tevékenységek is helyet kaptak, ezzel segítve a társadalom lehetőségét a természet megismerésére (http5, http6).

Adatgyűjtésünk eredményei szerint jelenleg 142 zapovedniket tartanak nyilván, melyek döntő többsége a mai Oroszország területén található (1. táblázat). A többi zapovedniket a mai Azerbajdzsán, Fehéroroszország, Kazahsztán, Kirgizisztán, Tádzsikisztán és Türkmenisztán területén határolták le (IUCN 1998, http2, http8, http9, http10, http11, http12, http13, http14, http15, http16). Fontos megjegyeznünk, hogy az itt megjelenített adatok a források eltérő jellege és keletkezési ideje miatt kritikával kezelendők, valamint egyes források (például

Kazahsztán esetében) a nemzetközi nomenklatúrába való jobb beilleszthetőség miatt a zapovednik megnevezés helyett a state natural/nature reserve megnevezéseket használják.

1. táblázat A zapovednikok száma és eloszlása országonként  
Table 1. The number and distribution of zapovednik areas by countries

Alapító ország	Alapított zapovednikok száma (db)	A védett területek kiterjedése (ha)	A védett területek kiterjedésének eloszlása (%)
Azerbajdzsán	13	218 194	0,59
Fehéroroszország	2	144 481	0,39
Kazahsztán	10	1 611 419	4,34
Kirgizisztán	10	509 952	1,37
Oroszország	101	33 669 395	90,64
Tádzsikisztán	4	173 400	0,47
Türkmenisztán	9	819 016	2,20
Összesen:	149	37 145 857	100

### Darwin Zapovednik

Az 1945-ben alapított Darwin Zapovednik, amely Charles Darwin után kapta a nevét, 1 127 négyzetkilométeren fekszik Oroszország nyugati részén (1. ábra), Moszkvától északra (http17). 2002-ben bioszféra rezervátummá nyilvánították (Brynskikh et al. 2015). A terület Oroszország harmadik legnagyobb ember által kialakított állóvízének, a Ribinszki-víztározónak a partján található, a Jaroslavi és a Vologodi régiók határán. A tározót a Sekszna és a Mologa folyók táplálják. A védett természeti területre nézve a legnagyobb veszélyt a tőle 30 km távolságra fekvő Cserepovec városa jelenti. Ez egy körülbelül 300 000 lélekszámú ipari központ, amely nagy mennyiségű szennyezőanyagot enged a folyóba, és ezzel a Ribinszki-víztározóba (http19).



1. ábra A Darwin Zapovednik elhelyezkedése (Forrás: Google Maps)  
Figure 1. The situation of the Darvinsky Zapovednik (Source: Google Maps)

A Darwin Zapovednik több nagyragadozóval is büszkélkedhet. Jelen van a barnamedve (*Ursus arctos*), az eurázsiai hiúz (*Lynx lynx*), a szürke farkas (*Canis lupus*) és a vörös róka (*Vulpes vulpes*) is. Több további emlősfaj is megtalálható, például a havasi nyúl (*Lepus timidus*), a nyestkutya (*Nyctereutes procyonoides*), az európai hód (*Castor fiber*) és a vörös mókus (*Sciurus vulgaris*). Összesen 230 madárfaj vonul át vagy fészkel a víztározó partjain. A zapovednik erdeiben megtalálható a császármadár (*Tetrastes bonasia*), a siketfajd (*Tetrao urogallus*), a nyírfajd (*Lyrurus tetrix*), az északi szajkó (*Cractes infaustus*) és a sarki hófajd (*Lagopus lagopus*). A terület adottságaiból fakadóan számos vízimadár is megfordul itt, mint

például a nyílfarkú réce (*Anas acuta*), a csörgő réce (*A. crecca*), az énekes hattyú (*Cygnus cygnus*), a nagy lilik (*Anser albifrons*) és a vetési lúd (*A. fabalis*). Ritka ragadozómadarak is fészkelnek a területen, amelyek szerepelnek az IUCN és Oroszország Vörös Listáján is, így gazdagítja a védett természeti terület madárfaunáját többek között a szirti sas (*Aquila chrysaetos*) és a halászsas (*Pandion haliaetus*). A hüllők közül említésre méltó a keresztes vipera (*Vipera berus*) és az elevenszülő gyík (*Zootoca vivipara*). Sajnos a gátak megakadályozzák a közönséges tok (*Acipenser sturio*) és a kecsege (*Acipenser ruthenus*) víztározóba jutását. A gátak következtében ritkult meg a fejes domolykó (*Leuciscus cephalus*) állománya is. Az újfajta körülményekhez azonban több új faj is képes volt adaptálódni, így gyors terjedésbe kezdett például a dévérkeszeg (*Abramis brama*), a bodorka (*Rutilus rutilus*), a jászkeszeg (*Leuciscus idus*) vagy a csuka (*Esox lucius*) (http19).

A zapovednik jelentős része vizes élőhely (2. ábra). A melegebb, sekély vizekben jelen vannak sásfélék, hínáros békaszőlő (*Potamogeton perfoliatus*), bodros (*P. natans*) és üveglevelű békaszőlő (*P. lucens*). Fennmaradt néhány úszóláp a víztározó elárasztása után, benne hüvelyes gyapjúsással (*Eriophorum vaginatum*), közönséges náddal (*Phragmites australis*) és széleslevelű gyékénnyel (*Typha latifolia*). Különlegesség, hogy néhány úszólápon megtelepedett a molyhos nyír (*Betula pubescens*) és egyes fűzfajok is (http19). A Darwin Zapovednik értékes élőhelyei a láp- és mocsárerdők, illetve a lápok és mocsarak. Ezeket az ökoszisztémákat időszakosan elönti a víz a csapadékmennyiségtől és a vízerőművek vízszükségletétől függően. Száraz időszakokban a füves élőhelyek, az esős periódusokban azonban a nedvességkedvelő növények kerülnek túlsúlyba (http19). A fellápokon az erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) uralja a tájat. A legmagasabb térszíneken a fenyvesek veszik át a szerepet, ahol a lucfenyő (*Picea abies*) a domináns faj. Ehhez a társuláshoz hozzátartozik a fekete áfonya (*Vaccinium myrtillus*) és a közönséges boróka (*Juniperus communis*). A Darwin Zapovednik legritkább növényfajai közé tartozik a Boldogasszony papucs (*Cypripedium calceolus*) és a levéltelen bajuszvirág (*Epipogium aphyllum*) (http19). Feltehetőleg mindezen természeti értékek miatt tartozik a tárgyalt zapovednik az IUCN Ia kategóriájába (http18).



2. ábra A Darwin Zapovednik jellemző tájképe (http20)

Figure 2. The typical landscape of Darvinsky Zapovednik (http20)



### Vrangel-sziget Zapovednik

A Vrangel-sziget Zapovedniket 1976-ban alapították, teljes területe 19 163 km<sup>2</sup>, melyből szárazföldi terület a sziget teljes, 7 608,7 km<sup>2</sup>-es területe, valamint a szomszédos, 11,3 km<sup>2</sup>-es Herald-sziget (http12). A sziget már korábban védettség alá került, ugyanis a helyi sarki lúd (*Anser caerulescens*) populáció csökkenésének megállítása érdekében 1960-ban egy zakaznikot hoztak létre itt (http22).

A sziget 50 000 évvel ezelőtt még a szárazföldhöz kapcsolódott, Beringia része volt Ázsia és Amerika között. Ma a Csukcs-tenger és a Kelet-Szibériai-tenger határán fekszik. Tíz gleccser található a szigeten, három hegylánca között pedig vad folyók kanyarognak keletről nyugatra haladva. Érdekesség, hogy a sziget éppen a 180. hosszúsági körön található: egyik fele a nyugati, másik fele a keleti félgömbön, az északi szélesség 71. fokán helyezkedik el (3. ábra). A szigetet télen jég veszi körül, amely kiterjeszti a jegesmedvék (*Ursus maritimus*) és a sarki rókák (*Vulpes lagopus*) szárazföldi élőhelyét (http22).



3. ábra A Vrangel-sziget elhelyezkedése műholdas képen (Forrás: Google Maps)

Figure 3. The position of Wrangel Island (Source: Google Maps)

A 20. század elején a sziget telepesei és felfedezői rozmárokra és jegesmedvékre vadásztak. Az 1930-as években 70 medvét lőttek le évente, főleg bocsokat és nőtényeket. Mivel a régióban ez a sziget az egyetlen szárazföld, nagymértékben csökkent a jegesmedvék helyi populációja, így 1956-ban a szovjet kormány betiltotta a faj vadászatát. 1973-ban a Szovjetunió, Norvégia, Dánia, Kanada és az Amerikai Egyesült Államok aláírt egy egyezményt, mely szerint világszerte korlátozzák a jegesmedve vadászatát. Az orosz vadászati tilalom következtében a faj populációja erősödni kezdett. Napjainkban a Vrangel-sziget jegesmedvéire leselkedő veszélyt az orvvadászok jelentik, akik a bőrükért és epehólyagjukért lövik őket (http22). A zapovednik élőhelyeit ma a sziget infrastruktúrájából (katonai bázis, meteorológiai állomás, kifutópálya) érkező terhelés veszélyezteti leginkább. A védett terület alapítása egy kísérlet volt arra, hogy megállítsák a települések terjedését a tundra-ökoszisztéma rovására. Manapság a szigetet csak kismértékben zavarja az ember, hiszen a turizmus még nem lendült fel a hely zordsága és nehéz megközelíthetősége miatt (http22). 2004-ben az UNESCO felvette a világörökségi listájára A Vrangel-sziget Rezervátum Természeti Rendszere (*Ostrov Vrangelya Zapovednik*) néven (http21). Az IUCN kategóriarendszerében pedig Ia típusba sorolták (http23).

Mivel Ázsia és Amerika között fekszik szinte félúton, ezért a két kontinens közelségének hatására rendkívül gazdag élővilág alakulhatott ki a szigeten. Jelen vannak endemikus fajok, de olyan Észak-Amerikából származó fajok is, amelyek Euráziában máshol nem fordulnak elő.

A zapovednik nagyobb részén tundravegetáció található, de a melegebb déli és középső vidéken sztyeppjellegű élőhelyek is előfordulnak (4. ábra). A terület magas természetvédelmi értékét az is mutatja, hogy jelenlegi tudásunk szerint 417 edényes növényfaj vagy alfaj él a szigeten, több mint a kanadai szigetvilágban összesen. Ebből 25 faj endemikus (<http25>). Különleges növényei közé tartozik a *Dryas punctata* nevű rózsaféle, ezen kívül ritkaság még az Észak-Amerikából származó *Castilleja elegans* nevű vajvirágféle, továbbá 17 sarkvidéki mákféle is előfordul itt, mint például a *Papaver gorodkovii*. A folyóvölgyekben különösen gazdag a sziget élővilága. Az itt élő fajok közül említésre méltó a *Potentilla wrangelii* nevű endemikus pimpó, amely a sziget nevét viseli (<http24>).



4. ábra A Vrangelsziget uralkodó vegetációja, a tundra növényzet (<http24>)  
Figure 4. The main vegetation of Wrangel Island is the tundra (<http24>)

A zapovednik faunájával kapcsolatban már említésre került a jegesmedve és a sarki róka, de kiemelendő még a rozsmár (*Odobenus rosmarus*) és a sarki lúd (*Anser caerulescens*). Utóbbi fajt a telepések előszeretettel vadászták, azonban ez a tevékenység a sziget védettségének köszönhetően már megszűnt. A sarki lúd itteni fészkelőállománya a faj utolsó stabil populációja Ázsiában, azonban szerencsére a védetté nyilvánítás óta állománya megnégyszereződött (<http22>). A szigetre minden évben ötven vonuló madárfaj érkezik fészkelni, mint például a háromujjú csüllő (*Rissa tridactyla*) és az alaszakai kárókatona (*Phalacrocorax pelagicus*). Ezen madarak ürülete rengeteg fitoplankton szervezetnek szolgál táplálékkul. A fészkelő madarak közül az orosz Vörös Könyv a rózsás sirályt (*Rhodostethia rosea*) és a cankópartfutót (*Tryngites subruficollis*) jegyzi (<http22>).

### A zakaznik

A zakaznik egy ún. „előzetes nemzeti park”, célja a táj és a vadvilág védelme. Ezeket szintén a volt Szovjetunió területén alapították (Tripp 1998). Eredetileg vadászati menedékhelyekként hozták létre őket, bizonyos vadászható állatok szaporodása zavartalanságának biztosítása céljából. A korlátozásokat eredetileg 5-10 évnyi időtartamokra rendelték el egy faj vagy a természet több részének a pihentetésére (Weiner 1988). Mára azonban szemléletmódja sokkal átfogóbbá vált: napjainkban ezek a védett természeti területek a zoológiai, botanikai, hidrológiai, geológiai, illetve egyéb jellegzetességekre összpontosítanak, vagy tájak egészének védelmét biztosítják (Chape et al. 2008). A nemzeti parkoktól jelentősen eltérnek méretben és jogi felhatalmazásban is. Célja az ökoszisztéma minden különálló elemének megőrzése, gyarapítása vagy helyreállítása a természetvédelmi beavatkozások elvégzéséhez szükséges időtartamra. A „zakaz” tiltást jelent, amely egy meghatározott időtartamra vonatkozó részleges

vagy teljes korlátozást jelent bizonyos növényfajok vagy a vadvilág használata során. Ez lehetővé teszi a természet számára, hogy regenerálódjon (Tripp 1998). További célja az adott terület tájképi jellemzőinek védelme, lehetővé téve a hagyományos tájhasználatot. Tilos a vizes élőhelyek lecsapolása és a tarvágás, valamint a természetes ökoszisztémákat pusztító vegyi anyagok használata. A turizmus és a halászat mellett a bogyók, gombák, széna és a tűzifa gyűjtése is megengedett (http26). A zakaznik az IUCN IV kategóriájába tartozik (Chape et al. 2008). Az IUCN IV kategóriába (habitat/species management area, magyarul különleges élőhely) olyan védett természeti területek tartoznak, melyek különleges természetvédelmi kezelést igényelnek egy adott veszélyeztetett faj vagy élőhely megóvása érdekében.

A forrásokban ideiglenes vadrezervátum (temporary game preserve) (Weiner 1988) és természeti menedék (nature refuge) (Chape et al. 2008) elnevezésekkel találkozunk. Mivel napjainkra a kezelésük hangsúlya vadállomány védelméről áttevődött a természeti értékek általánosabb, komplexebb védelmére, ezért természeti menedéknek célszerű neveznünk ezeket.

Az általunk felkutatott számadatok alapján zakaznikból közel kétszer annyit hoztak létre, mint zapovednikből, összesen 269-et (2. táblázat).

2. táblázat A zakaznikok száma és eloszlása országoként  
Table 2. The number and distribution of zakaznik areas per countries

Alapító ország	Alapított zakaznikok száma (db)	A védett területek kiterjedése (ha)	A védett területek kiterjedésének eloszlása (%)
Azerbajdzsán	24	350 458	1,80
Fehéroroszország	53	560 642	2,88
Kazahsztán	64	6 076 490	31,26
Kirgizisztán	16	275 251	1,42
Oroszország	83	10 569 900	54,37
Tádzsikisztán	16	450 800	2,32
Türkmenisztán	13	1 156 088	5,95
Összesen:	269	19 439 629	100

Ezek a típusú védett természeti területek szintén Azerbajdzsánban, Fehéroroszországban, Kazahsztánban, Kirgizisztánban, Oroszországban, Tádzsikisztánban és Türkmenisztánban található. Többségüket ez esetben is Oroszországban hozták létre, de Kazahsztánban és Fehéroroszországban is nagy számmal találunk belőlük (IUCN 1998, Ismayilov és Jabrayilov 2019, http8, http9, http10, http11). Itt is fontos hangsúlyoznunk, hogy a megjelenített adatok a források eltérő jellege és keletkezési ideje miatt a számadatokat kritikusan kell kezelni.

### Remdovszkij Zakaznik

A Remdovszkij Zakaznik egy állami zakaznik Északnyugat-Oroszországban, Pszkov Oblast régió Gdovi és Pszkovi járások területén, mely az orosz-észti határ mellett, Pszkov városától északkeletre helyezkedik el. A megközelítőleg 650 km<sup>2</sup>-es védett területet 1985-ben alapították a Csúd-Pszkovi-tórendszer mellett található síkságok helyi flórájának és faunájának védelme érdekében (5. ábra). Nevét a zakaznik részben északi határát adó Zhelcha folyó mellékfolyója, a Remda után kapta, mely a zakaznik területén ered. A terület sík és mocsaras, ingoványos. A zakaznikban több, mint 25 tó található. A terület erdeinek 78%-át fenyőerdők adják, fennmaradó 22%-át pedig nyír-, nyár- és égerfajok borítják. A nagyobb emlősök közül megtalálható a vaddisznó (*Sus scrofa*), őz (*Capreolus capreolus*), nyestkutya (*Nyctereutes procyonoides*), róka (*Vulpes vulpes*), barnamedve (*Ursus arctos*) és jávorszarvas (*Alces alces*) (http26). Madárfajokat tekintve fészkel halászsas (*Pandion haliaetus*), sarki búvár (*Gavia arctica*) és nagy örgébics (*Lanius excubitor*), melyek mindegyike szerepel az orosz Vörös Könyvben (http28).



5. ábra A Csúd-Pszkovi-tórendszer műholdas képe (<http27>)  
Figure 5. The satellite view of Lake Peipus (<http27>)

### Szijszki Zakaznik

A Szijszki Zakaznik Oroszország északi részén található, a hozzá legközelebb eső város Arhangelszk. A védett természeti területet 1963-ban alapították, és 1988-ban vált állami zakaznikká. Kiterjedése 430 km<sup>2</sup>. Létrehozásának legfőbb indoka a fenyőerdei életközösségek, különösen a ritka növény- és állatfajok megőrzése.

Területe domborzatilag síkságnak nevezhető, amelyen karsztformációk és karszttavak is megfigyelhetők. A zakaznik az Északi-Dvina folyó bal partján fekszik, északi területrészét ez a folyó határolja, míg déli területrésze a Jemca folyóval határos, amely az Északi-Dvina egyik legnagyobb mellékfolyója. Déli területrészét átszeli a Jemca folyó egyik mellékfolyója, a Vajmuga folyó. A zakaznik északi részén számos tó található, a legnagyobbak közé a Ploszkoje-tó és a Punanecs-tó tartozik. Összesen 52 tó és 16 mocsár található a védett területen.



6. ábra Az Antonievo-Szijszki kolostor és környezete (<http29>)  
Figure 6. The Antonievo-Siysky monastery and its surroundings (<http29>)

A teljes zakaznik területét átszeli az M8-as autópálya, amely Arhangelszket köti össze Moszkvával (6. ábra). A védett terület határain belül több település is fekszik, valamint itt található az Antonievo-Szijszki kolostor (<http29>). A zakaznik területének legnagyobb részét erdők borítják, ezek 80%-a tűlevelű erdő. Emlősfaunájának jellegzetes képviselője például a



jávorszarvas (*Alces alces*), a barna medve (*Ursus arctos*), a hiúz (*Lynx lynx*), a rozsomák (*Gulo gulo*), az európai nyérc (*Mustela lutreola*) és az európai vidra (*Lutra lutra*) (http30).

### Összesítés

A jelen cikkben tárgyalt védett természeti területi kategóriák egységes forrásformátummal csak az IUCN 1998-as jelentésében található meg, melyben a legkésőbb megalapított területeket 1997-ben határozták el. Az IUCN területi kategóriarendszere alapján tehát eddig lehetséges a zapovednikok és a zakaznikok összesítése. Ezek alapján megállapíthatjuk, hogy az létrehozott területek száma és kiterjedése alapján is az IUCN IV kategória állt az első helyen (3. táblázat). A területek számát tekintve ehhez képest meglehetősen lemaradt az Ia kategória, kiterjedése azonban majdnem elérte a jóval nagyobb számú IV kategória kiterjedését, egyenként tehát jelentősen nagyobbak voltak az Ia kategóriába tartozó területek. Az egyetlen Ib kategóriájú terület 63 458 ha kiterjedésű volt.

3. táblázat Az 1997-ig alapított zapovednikok és zakaznikok száma és eloszlása IUCN kategóriák alapján  
Table 3. The number and distribution of zapovednik and zakaznik areas by IUCN categories founded until 1997

IUCN-kategória	Kategória megnevezése	Alapított területek száma (db)	Kategóriák eloszlása (%)	Terület (ha)	Terület (%)
Ia	vad terület	121	31,11	17 404 319	47,95
Ib	szigorú természeti rezervátum	1	0,26	63 458	0,17
IV	biotóp/védett fajok területe kezeléssel	267	68,64	18 825 326	51,88
Összesen:		389	100	36 293 103	100

Az 1997-ig alapított zapovednikok és zakaznikok száma és kiterjedése is Oroszországban volt magasan a legnagyobb, ami az ország területének kiterjedéséből következően nem meglepő (4. táblázat). Ezt követi Kazahsztán, mind a területek száma, mind azok kiterjedése szempontjából. A harmadik helyen a területek száma alapján Fehéroroszország áll, a kiterjedés szempontjából azonban megelőzi Türkmenisztán, ami azért érdekes, mert a területek száma itt az egyik legalacsonyabb.

4. táblázat Az 1997-ig alapított zapovednikok és zakaznikok területének száma és eloszlása alapító országonként  
Table 4. The number and distribution of zapovednik and zakaznik areas per countries founded until 1997

Alapító ország	Alapított védett területek száma (db)	Alapított védett területek kiterjedése (ha)	A védett területek kiterjedésének megoszlása (%)
Azerbajdzsán	29	475 748	1,31
Fehéroroszország	55	705 123	1,94
Kazahsztán	67	5 952 612	16,40
Kirgizisztán	26	635 931	1,75
Oroszország	174	25 963 042	71,54
Tádzsikisztán	17	585 543	1,61
Türkmenisztán	21	1 975 104	5,45
Összesen:	389	36 293 103	100

### Irodalom

- Almási B., Csákvári E., Demeter A., Major B., Molnár L., Nagy E., Piszker Z., Poller E., Sarlós D., Ursu D., Vincze T. 2014: A világ természetvédelmének története 1976–1980 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok 12(1): 207–219.
- Ábrám Ö., Falvai D., Horváth K. Zs., Járó I., Joó B., Kiss B., Kosciarova L., Kun R., Lubai N., Mala B., Mátrai F., Paulin M., Raffa B., Sági Zs. 2016: A világ természetvédelmének története 1986–1990 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok 14(1): 49–64.



- Balogh L., Bathó B., Beregi L., Dedák D., Forintos N., Kiss A., Mihalik R., Nagy Sz., Péter N., Pörge Á., Rozgonyi Zs., Rusvai K., Stilling F., Szenek Z. 2016: A világ természetvédelmének története 1991–1995 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 15(1): 99–115.
- Berecz T., Fehér L., Gyovai G., Hága K., Kazinczy I. G., Lipták P., Pápay G., Petrovszki J., Prohászka V. J., Ruff S., Szakács Á., Mészáros M. M., Kiszél K. Zs. 2015: A világ természetvédelmének története 1981–1985 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 13(2): 249–263.
- Bognár F., Kálmán N., Kiss A., Krajcsóvszky B., Luca V., Magyar V., Mák R., Morvai Gy. E., Ragó M., Rusvai K., Tóth N., Tóth T., Szilágyi Zs. 2016: A világ természetvédelmének története 1996–2000 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 14(2): 191–205.
- Brynskikh, M. N., Luschekina, A. A., Neronov, V. M. 2015: Biosphere reserves of the Volga basin area. UNESCO, Moszkva, pp. 57–60.
- Centeri Cs. 2010: A világ természetvédelmének története 1956–1960 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 8(1): 147–155.
- Centeri Cs., Gyulai F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. *Tájökológiai Lapok* 4(2): 427–432.
- Centeri Cs., Gyulai F. 2011: A világ természetvédelmének története 1966–1970 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 9(1): 127–143.
- Centeri Cs., Gyulai F. 2013: A világ természetvédelmének története 1971–1975 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 11(1): 127–143.
- Centeri Cs., Pottyondy Á. 2009: A világ természetvédelmének története 1951–1955 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 7(1): 175–189.
- Centeri Cs., Gyulai F., Penksza K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 5(1): 5–11.
- Centeri Cs., Gyulai F., Penksza K. 2008a: A világ természetvédelmének története a II. világháború után (1946–1950, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 6(3): 351–361.
- Centeri Cs., Gyulai F., Penksza K. 2008b: A világ természetvédelmének története a II. világháború alatt (1940–1945, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 6(1-2): 209–220.
- Centeri Cs., Pottyondy Á., Gyulai F. 2010: A világ természetvédelmének története 1961–1965 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 8(1): 207–219.
- Chape, S. Spalding, M. Jenkins, M. Marton-Lefèvre, J. Steiner, A. UNEP World Conservation Monitoring Centre 2008: The World's Protected Areas: Status, Values and Prospects in the 21<sup>st</sup> Century, University of California Press.
- Chibilev, A.A. 2017: The origins and development paths of zapovednik management in Russia. *Geography and Natural Resources* 38: 211–216.
- IUCN 1998: 1997 United Nations List of Protected Areas. Prepared by WCMC and WCPA. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p. 412 p.
- Ismayilov, M., Jabrayilov, E. 2019: Protected areas in Azerbaijan: landscape-ecological diversity and sustainability. *Ankara Üniversitesi Çevre Bilimleri Dergisi* 7(2): 31–42.
- Ostergreen, D., Hollenhorst, S. 2000: Converging protected area policy: a case study of the Russian zapovednik (strict nature preserve) and American wilderness systems, USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-14, pp. 3–8.
- Penksza K., Gyulai F., Centeri Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 5(2): 239–347.
- Romanov, A.A., Koroleva, E.G., Dikareva, T.V. 2017: Integration Species and Ecosystem Monitoring for Selecting Priority Areas for Biodiversity Conservation: Case Studies from Palearctic. *Nature Conservation* 22: 1–28.
- Shtil'mark, F. 2003: History of the Russian Zapovedniks 1985–1995. Book review. *The Canadian Field-Naturalist*, 120: 254–255.
- Tripp, M. W. 1998: The Emergence of National Parks in Russia With Studies of Pribaikalski and Zabaikalski National Parks In the Lake Baikal Region of South-Central Siberia, Doktori értekezés, University of Victoria, 254 pp.
- Weiner, D. R. 1988. Models of nature: ecology, conservation, and cultural revolution in Soviet Russia. Bloomington, IN: Indiana University Press. p. 312.

http1: <http://www.georgewright.org/181danilina.pdf> (2020. április)

http2: <https://en.wikipedia.org/wiki/Zapovednik> (2019. május)

http3: <https://www.protectedplanet.net/search?designation=Zapovednik&q=zapovednik> (2019. május)

http4: <https://www.iucn.org/theme/protected-areas/about/protected-areas-categories/category-ia-strict-nature-reserve> (2019. május)

http5: <https://news.nationalgeographic.com/2017/01/russia-nature-reserves-year-ecology/> (2019. május)

http6: <https://www.iucn.org/news/eastern-europe-and-central-asia/201710/iucn-commends-russia-centenary-its-%E2%80%98zapovedniks%E2%80%99> (2019. május)

http7: <https://en.wikipedia.org/wiki/Sable> (2019. május)

- http8: <https://www.protectedplanet.net/> (2020. augusztus)
- http9: [https://en.wikipedia.org/wiki/Protected\\_areas\\_of\\_Turkmenistan](https://en.wikipedia.org/wiki/Protected_areas_of_Turkmenistan) (2020. augusztus)
- http10: <http://www.biodiversity.ru/eng/publications/znpn/archive/n42/tadjikistan.html> (2020. augusztus)
- http11: <https://chm.cbd.int/database/record/104097C9-32D6-85B6-4630-6D69CC6DC2EF> (2020. augusztus)
- http12: [https://en.wikipedia.org/wiki/State\\_reserves\\_of\\_Azerbaijan](https://en.wikipedia.org/wiki/State_reserves_of_Azerbaijan) (2020. augusztus)
- http13: [https://en.wikipedia.org/wiki/Basut-Chay\\_State\\_Reserve](https://en.wikipedia.org/wiki/Basut-Chay_State_Reserve) (2020. augusztus)
- http14: [https://en.wikipedia.org/wiki/Gara-Gel\\_State\\_Reserve](https://en.wikipedia.org/wiki/Gara-Gel_State_Reserve) (2020. augusztus)
- http15: [https://en.wikipedia.org/wiki/Zagatala\\_State\\_Reserve](https://en.wikipedia.org/wiki/Zagatala_State_Reserve) (2020. augusztus)
- http16: <https://chm.cbd.int/database/record/411B9A5E-1A4D-858E-3E40-643E17C4E9CC> (2020. augusztus)
- http17: <http://www.wild-russia.org/bioregion2/2-bryansky/bryan-book.htm> (2019. május)
- http18: <https://www.protectedplanet.net/darvinsky-zapovednik> (2019. április)
- http19: [http://www.wild-russia.org/bioregion2/2-darvinsky/2\\_darvinsky.htm](http://www.wild-russia.org/bioregion2/2-darvinsky/2_darvinsky.htm) (2019. április)
- http20: <http://www.wild-russia.org/bioregion2/2-darvinsky/dar-6.htm> (2019. április)
- http21: <https://whc.unesco.org/en/list/1023> (2019. április)
- http22: [https://www.wild-russia.org/bioregion1/1-wrangel/1\\_wrangel.htm](https://www.wild-russia.org/bioregion1/1-wrangel/1_wrangel.htm) (2019. április)
- http23: <https://www.protectedplanet.net/ostrov-vrangelya-wrangel-island-zapovednik> (2019. április)
- http24: [https://web.archive.org/web/20070212211544/http://www.unep-wcmc.org/sites/wh/wrange\\_island.htm](https://web.archive.org/web/20070212211544/http://www.unep-wcmc.org/sites/wh/wrange_island.htm) (2019. április)
- http25: <https://hu.advisor.travel/poi/Vrangel-sziget-3433/photos> (2019. április)
- http26: [https://en.wikipedia.org/wiki/Remdovsky\\_Zakaznik?fbclid=IwAR3ZOtKfR96yn2wyqwC4d8VwZ\\_wJ0hGKz1wbqNMD5CQhFxPrIE3yFgsXi\\_0#cite\\_ref-OOPT1\\_2-2](https://en.wikipedia.org/wiki/Remdovsky_Zakaznik?fbclid=IwAR3ZOtKfR96yn2wyqwC4d8VwZ_wJ0hGKz1wbqNMD5CQhFxPrIE3yFgsXi_0#cite_ref-OOPT1_2-2) (2019. május)
- http27: [https://en.wikipedia.org/wiki/Lake\\_Peipus#/media/File:Lake\\_Peipus\\_LandSat-8\\_2016-10-20.jpg](https://en.wikipedia.org/wiki/Lake_Peipus#/media/File:Lake_Peipus_LandSat-8_2016-10-20.jpg) (2019. május)
- http28: <https://wli.wwt.org.uk/2013/09/europe/europe-regional-news-europe/the-second-ornithological-expedition-to-the-federal-zoological-reserve-remdovsky/> (2020. április)
- http29: <https://www.wallpaperflare.com/lakeside-antonievo-siysky-monastery-antonievo-siysky-monastery-wallpaper-mfiyr> (2020. április)
- http30: [https://en.wikipedia.org/wiki/Siysky\\_Zakaznik?fbclid=IwAR1pLzjFTwi4uEmdKPulzckSj16MD4iCM19qnu2vVEaWBzWrOht4hdbzvJw](https://en.wikipedia.org/wiki/Siysky_Zakaznik?fbclid=IwAR1pLzjFTwi4uEmdKPulzckSj16MD4iCM19qnu2vVEaWBzWrOht4hdbzvJw) (2019. május)

## PROTECTED AREAS OF REMOTE LANDSCAPES: ZAPOVEDNIK AND ZAKAZNIK

D. E. CSEHI, ZS. A. FEJES, B. GLAVANOVITS, T. GYURINA, E. HORVÁTH,  
O. D. HORVÁTH, G. KERTÉSZ, T. TÓTH, P. VARGA

Szent István University, Department of Nature Conservation and Landscape Management  
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.  
e-mail: tvmsc2019@gmail.com

**Keywords:** international nature conservation, IUCN, landscape, unique protected area categories, former Soviet Union, Russia, Eurasia

Since the foundation of Yellowstone National Park in 1872, a great number of protected natural areas were designated on a global scale. Most of these areas are registered by the IUCN, where there are unique types of protected areas like the zapovedniks and zakazniks. Both types of areas occur within the borders of the former Soviet Union. According to the 1998 IUCN list of protected areas, 130 zapovedniks were designated in Russia (91), Azerbaijan (12), Kazakhstan (8), Turkmenistan (8), Kyrgyzstan (6), Tajikistan (3) and Belarus (2) until 1997. Zapovedniks are different kinds of nature reserves, often founded to protect and give refuge to specific animal species e.g. the Barguzinskiy Zapovednik for the Baikal sable (*Martes zibellina*) or the Kedrovaya Pad Zapovednik for the Amur leopard (*Panthera pardus orientalis*). These areas are usually classified as Ia type of protected areas according to the IUCN classification which means they are highly valuable. Zapovedniks are meant to be sample areas of untouched ecosystems, thus giving a fine base for nature conservation researches. The purpose of designation of zakazniks was different, 259 of them were established until 1997: 83 in Russia, 59 in Kazakhstan, 53 in Belarus, 20 in Kyrgyzstan, 17 in Azerbaijan, 14 in Tajikistan and 13 in Turkmenistan. The word “zakaz” means prohibition and it refers to partial or complete restrictions for a specified period on the use of natural resources. Originally these were founded to ensure the breeding of the game fauna, but nowadays they concentrate

on specific zoological, botanical, hydrological and geological values. Zakazniks are usually classified as IV type of protected areas by the IUCN which means they are often affected by agricultural management.

## ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY AMONG YOUNG FARMERS IN THE HOMOKHÁTSÁG

Irén Rita KÖSZEGI<sup>1</sup>, Katalin TAKÁCS-GYÖRGY<sup>2</sup>

<sup>1</sup>John von Neumann University

H-6000 Kecskemét Izsáki road 10., Hungary, e-mail: koszegi.iren@kvk.uni-neumann.hu

<sup>2</sup>Óbuda University

H-1081 Budapest Népszínház square 8., Hungary, e-mail: gyorgy.katalin@uni-obuda.hu

**Keywords:** young farmers in Hungary, Homokhátság, sustainable agriculture, environmental sustainability

**Abstract:** We pay special attention to the young farmers of the Homokhátság (Sand Ridge between the Danube and the river Tisza in Hungary) because we assume that they have to deal with special problems that are characteristic of this area. We present what role can young farmers play in the sustainable development of the region and to what extent, considering also size constraints. The results of our empirical analysis were based primarily on questionnaires and personal interviews. We have shown the correlation between the issue of economic sustainability and the supply of own machinery and assets. Primary research has demonstrated that the supply of adequate machinery and assets has a positive relationship with the issue of economic sustainability (development). We have shown that in the environmentally sensitive Homokhátság the most important problem is perceived to be not the aridification.

### Introduction

Aridification is a great problem of agriculture, especially in the Homokhátság (Sand ridge between the Danube and the river Tisza in Hungary). The aging population partly entails the aging of the farming society, which is a serious problem throughout Europe, including Hungary. In the European Union (hereafter referred to as the EU), one-third of farmers are over 65 and over 50% have crossed the age of 55. So the role of young farmers, their thinking on environmental issues, attitudes to new solutions is getting higher importance.

The severity of the problem is indicated by the fact that in Hungary, according to data surveyed in 2000, the proportion of agricultural workers under 35 years was estimated at around 20% and the agricultural area they utilized was 12%. At the turn of the millennium, for every farmer under the age of 35, three farmers reached the age of 65. In 2010, this number has already increased to four, while in 2013 it has grown to nearly five. By contrast, the proportion of farmers under the age of 35 is only 6%, which shows that the change in generations is not happening at the appropriate rate, the farming society is constantly aging (Eurostat 2015).

In our research, we pay special attention to the young farmers of the Homokhátság area. We assume that they have to deal with special problems that are particularly characteristic of this region. The phenomenon of aridification, a characteristic of this area, is a problem that appeared decades ago in the 1960s and has become more noticeable since then.

The growing role of multifunctional agriculture was declared in the European Union's AGENDA 2000 document published in 1997. According to this, agriculture has three functions. Besides the production and social functions, the environmental function of agriculture also appears (Kovács 2012). Nowadays, one of the main goals of rural development is the protection of environmental and natural values, the preservation of the European rural heritage, in which the preservation of the environment, the elaboration of the need for environmentally friendly agriculture and the multifunctionality of agriculture are of particular importance (Buday-Sántha 2001).

In the 21<sup>st</sup> century, however, every landowner must be aware of the environmental impacts of their production and make efforts to maintain productivity in line with the environmental security of resources (Takácsné 2008). More and more focus has gone on the environmental

effects of agricultural practice in the Common Agricultural Policy (CAP). Due to the limitation of the paper, we do not deal deeper with the question. The environmental issues are also important when we are thinking of farming strategies. Tóth et al. (2018) highlighted that set-aside management under agri-environment schemes has profound effects not only on certain soil physical and chemical properties but on soil biodiversity and function as well. We agree with their thoughts, getting off farmland from crop production for at least two years, combining with other elements of Greening part of CAP can be an option but these aspects should be communicated among farmers. The problem with the Homokhátság, however, is that farming and land-use are not always in accordance with ecological conditions. Not going deeply into the problem, the old equipment system with low technical level, lack of current financial sources, low level of moral questions (i.e. what to put into the costs, from where the irrigation water comes, etc.) still should be highlighted. The general goals to meet the sustainable development of the Homokhátság must include the protection of resources, their sustainable utilization and the increase of its population retention capability (Csatári 2009, Kovács et al. 2017).

Climate change makes different effects on agriculture in European countries. An increase in frequency and intensity of weather extremes, eg. heavy rains, floods, a decrease of summer rainfall, drought, deepening groundwater, higher risk of soil erosion will be crucial problems in Hungary (Malatinszky et al. 2013) and the surrounding countries, too. Crop yields are also predicted to decrease (Figure 1.), higher importance should go on fertilization. Chemical fertilization should be carefully planned according to soil conditions. Since different treatments may have the same effect on yield, floristic and vegetation patterns of grasslands (Kizekova 2017) but with different costs, the farmers should make economic decisions, so the questions of externalities should be examined further.

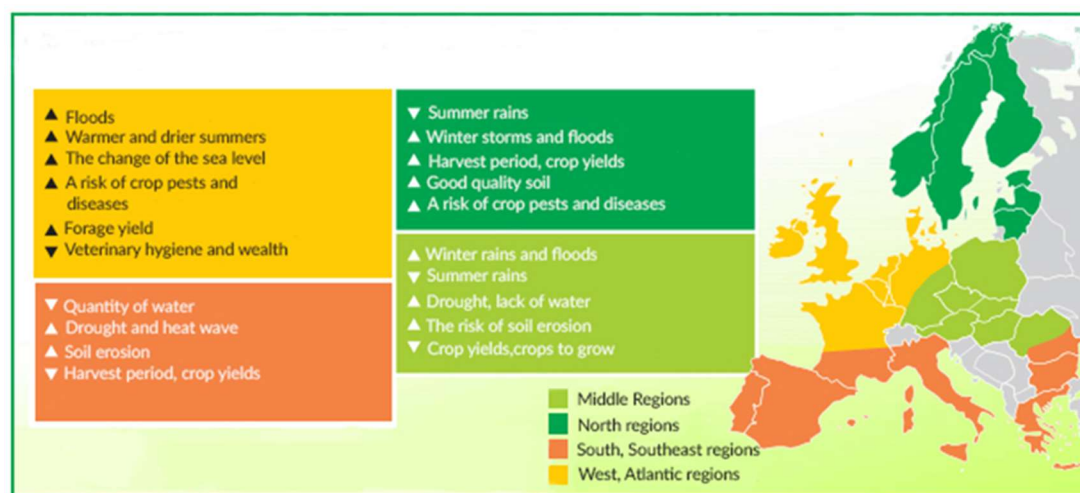


Figure 1. Possible impacts of climate change on agriculture in the EU Member States

Source: European Commission-DG Agri (2013)

1. ábra Az éghajlatváltozás mezőgazdaságra gyakorolt lehetséges hatásai az EU tagállamaiban

Forrás: European Commission-DG Agri (2013)

## Materials and methods

We present what role can young farmers play in the sustainable development of the region and to what extent, considering also size constraints.

The Homokhátság covers an area of approximately 10,000 km<sup>2</sup>, with 117 settlements. In previous researches (Csatári 2004, Farkas 2006) 104 settlements have been identified as belonging to the Homokhátság, but the latest surveys already consider 117 settlements (Terra



Studio 2007). It is also often mentioned as being part of the Kiskunság, but it is not included in the systematic division of Hungary's natural landscapes, thus, the examined area cannot be included in one of the classical landscape categories. The area cannot be clearly defined in the public administration either. Most of it is located in Bács-Kiskun county, but significant parts extend to Pest and Csongrád counties. Csátri (2006) delineates Homokhátság as the intervention area of the government program aimed at reducing the adverse effects of the subsidence of subsurface water levels in the Danube–Tisza interfluves.

Hungary's location within the Carpathian Basin has implications for many factors, including landscape, climatic, economic, or social considerations. Summarizing the environmental, economic and social challenges of the region, Csátri draws attention to the need to assess the problems of the region with a systemic approach (Figure 2.).

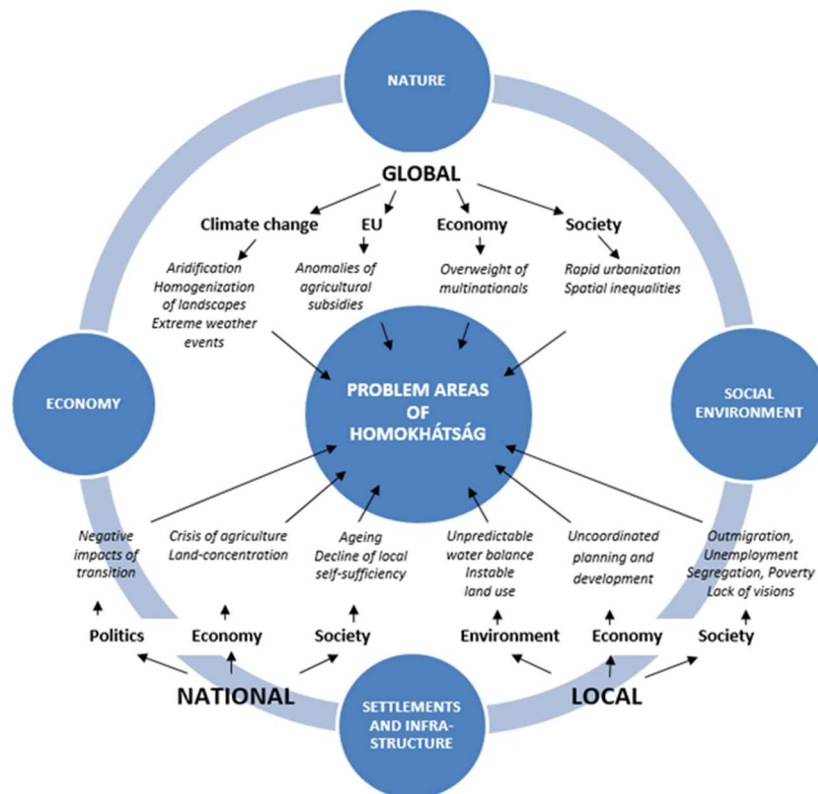


Figure 2. Main factors of Homokhátság's problems  
Source: Kovács et al. (2017), based on the article of Csátri (2009)  
2. ábra A Homokhátság problémáinak fő tényezői  
Forrás: Csátri (2009) alapján Kovács et al. (2017)

The above-presented processes and problems of the Homokhátság region affect both the natural landscape and the social, urban, economic trends. Kovács et al. (2017) state that the region's complex rural development should primarily be an adaptation strategy developed for the treatment of aridification.

In addition to the processing and review of the literature on the topic (due to the limitations of the paper it was not our aim to summarize a higher amount of literature), the empirical research carried out independently can help in the exploration of the difficulties experienced in practice, which proves or rejects our assumptions.

The results of our empirical analysis were based primarily on questionnaires and personal interviews. After the questionnaire, we asked in-depth interview questions currently related to the topic. Previous experience has shown that completing the questionnaire entrusted to the farmer (either paper-based or online) results in a low return rate, so we chose a personal query.

It was important for us to include in the sample those who started their farms in the framework of a tender for young farmers, who, if necessary, started to engage in agricultural activities without any background.

In the initial phase of the research, we asked the help of village consultants, tender writers and the National Chamber of Agriculture for the selection of farmers. It was difficult for us that due to the rejections by the farmers, there were settlements where no interviewee could be found, so we didn't get any additional addresses or contacts from there.

The starting point for the research was to involve farmers over 40. The designation of the age group was based on the joint research of the Hungarian Central Statistical Office and the Hungarian Association of Young Farmers AGRYA (Situation of young farmers in Hungary 2013), as in the AGRYA association, unlike in international practice, people under the age of 40 are considered young farmers.

The sample was comprised of farmers working as private entrepreneurs. We have personally contacted the owners in the Homokhátság under 40, a total of 124 young farmers. The interviewees were selected using the snowball method. This procedure is usually used for exploratory purposes where sampling error is also higher. Questionnaires were distributed and interviews were conducted between October 2016 and March 2017.

We chose face-to-face interviews to include the questionnaires because the advantage is that the response rate is very high and any misunderstandings can be easily clarified. Another advantage is that we could take notes during and after the questions. Due to the additional tasks, the duration of the research was long, as each personal visit took 2 or even 3 hours. The in-depth interviews were conducted in the respondents' homes and farms, where they were able to immerse themselves in their feelings and thoughts, and most of them introduced their farm to us. In-depth interviews were conducted using a pre-written interview outline. In the interview outline, we recorded the topics to which we sought answers. In the preparation, the most difficult thing was to learn that we do not influence the respondent in any way, by the question, but still, all the questions that are important to us are included in the topics. Information about the respondent should be placed at the beginning of the questionnaire only if the interviewer must decide whether the respondent should be interviewed, ie. whether he or she fits into the pre-defined quota system. At the beginning of the questionnaire, it was important for us to filter out that the respondent was not older than 40 years old and he/she is working in the Homokhátság, so we asked the demographic and personal questions at the beginning of the questionnaire.

From the scale of statistical examinations, we chose the procedures that we thought to be the most suitable for conducting the desired examination and evaluating the results. Most of them were simple statistical methods, cross-tabulation analysis, factor and cluster analysis (Sajtos-Mitev 2007). During the factor analysis, we reduced the number of variables, and then, based on the reduced units thus obtained, we divided our observation units into groups, which is called cluster analysis. From the simple statistical methods, we applied the mean, the standard deviation and the distribution. The data were evaluated with SPSS. Using cross-tabulation analysis, we examined relationships between a total of 22 pairs of variables, however, only the relationships between the following questions related to the topic of the study are described (Table 1.).

*Table 1. Questions of the cross-table analysis*

*1. táblázat A keresztábra elemzések kérdései*

1.	agricultural education of the farmer	environmental sustainability of farms
2.	form of farming (conventional, eco, mixed, transitional)	environmental sustainability of farms
3.	size of the land owned by the farmer	economic sustainability of farms
4.	per capita monthly net income of the family	use of renewable energy sources

Factor analysis is not a single statistical procedure but a collection of concepts. We use metric variables for factor analysis, but the use of dummy variables (0 and 1) is also allowed and widespread, so we could also apply it to the answers to the questions in the questionnaire. There are two types of exploratory factor analysis, of which the common factor analysis and main component analysis are distinguished (Sajtos-Mitev 2007).

With the help of factor analysis, we examined those issues affecting the future of the enterprises that could determine the future goals of young farmers. Issues that affect the environmental sustainability of young farmers' economies were also examined. The set of variables analyzed was determined based on the questions that could affect the environmental sustainability of farms (e.g. use of renewable energy, use of water, what the farmer is doing to protect the environment). We have also looked at issues relating to young farmer tenders among those who already had experience in the application. The questions asked were answered by young farmers who already had a successful tender.

The purpose of cluster analysis is to arrange the observation units into homogeneous groups based on the variables included in the analysis. It can be used primarily as an exploratory technique. Unlike factor analysis, it does not reduce the number of variables but the number of observation units (Sajtos-Mitev 2007). Clusters were obtained through factors influencing the future of farms and factors affecting the environmental sustainability of farms.

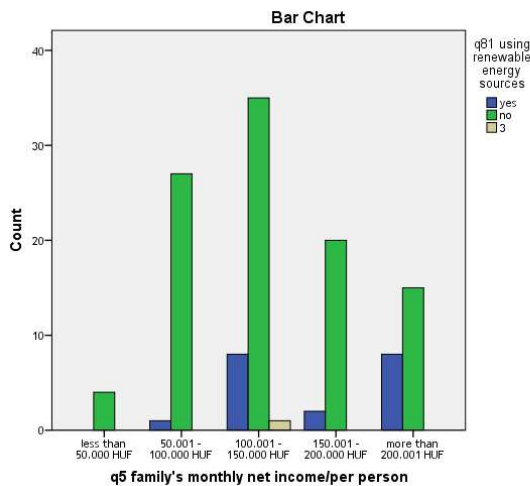
## Results and discussion

### Questions relating to environmental protection and sustainability

Looking at the environmental and economic sustainability of farms, it can be stated that most of the respondents (77.4%) think that their economy complies with environmental sustainability, 91.1% believe that their economy can develop shortly, so the principles of economic sustainability also prevail. During the personal conversations, it has become obvious that farmers who do not consider their farms to be environmentally sustainable are primarily concerned with the problem of water availability, its quality and quantity are both an issue. Both with plastic tunnel horticulture and in livestock farms the amount of water abstraction is worrisome for the future. The use of renewable energy sources is still quite new among the young farmers surveyed, with 20 of the 124 farmers using renewable energy sources (16.1%). Several farmers also indicated that due to lack of resources they could not obtain alternative energy sources so far, but if there was a tender available, they would be happy to use it or try one of its forms. Most households and farms use solar energy followed by biomass. 11 households only use solar energy, and 4 respondents use only biomass.

We examined the relationship between the per capita monthly net income of the family and the use of renewable energy sources. Most farmers with higher incomes (100.000 HUF / person) can afford to use renewable energy sources (Figure 3.). Symmetric indicators are all significant, but there is a weak link between the two variables. It is characteristic of the producers involved in the research that renewable energy sources are not primarily used by farmers with homesteads. We did not find any significant correlation between the use of renewable energy sources and farmers with homesteads. This finding suggests that these farmers did not invest in renewable energy sources from the farm development tender but their sources.

There was no correlation between the opinion on the environmental sustainability of farms and the agricultural education of respondents. Of the 28 young farmers who do not think their farm is environmentally sustainable, most of them (15 persons) have college or university degrees, but there are also those with vocational training (5), one with a high school diploma, and seven with technician qualifications. Three of them did not have a degree in agriculture.



Chi-Square Tests			
	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)
Pearson Chi-Square	10,738 <sup>a</sup>	4	,030
Likelihood Ratio	11,495	4	,022
Linear-by-Linear Association	6,979	1	,008
N of Valid Cases	123		

a. 5 cells (50,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is ,62.

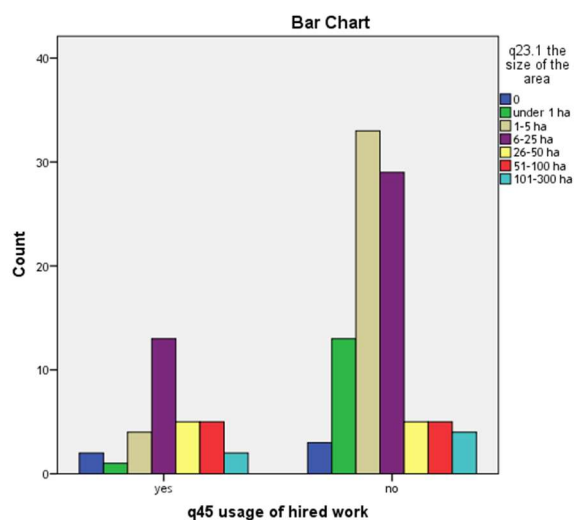
Figure 3. Relationship between the use of renewable energy sources and monthly net income per capita of the family (n=123)

3. ábra A család 1 főre jutó havi nettó jövedelme és a megújuló energiaforrások használata közötti összefüggés vizsgálata (n=123)

Of the 124 interviewees, eight are involved in organic farming, and 20 people plan to convert to organic farming. 95 people do not plan any transition from conventional farming. The main reason mentioned was: 'I do not believe that you can produce without chemicals' (25) and the 'labor shortage' (25). Among other things, it has been mentioned that the currently cultivated varieties can not be produced within the framework of organic farming (for example, apple plantations need plant protection treatments 23–28 times a year).

Under economic sustainability, we mean that the farms can at least achieve the result necessary for simple reproduction. Economic sustainability is not influenced by the size (ha) of its area. Owners of smaller and bigger farms also claimed to comply with the criterion of economic sustainability (development).

Farmers who own larger lands are also often subcontracting in the area (Figure 4.). They are primarily helping smaller farms that do not have the right power tools and machines to cultivate their own, typically smaller area, or to carry out the necessary harvesting and other work.



Chi-Square Tests			
	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)
Pearson Chi-Square	14,291 <sup>a</sup>	6	,027
Likelihood Ratio	14,994	6	,020
Linear-by-Linear Association	6,601	1	,010
N of Valid Cases	124		

a. 7 cells (50,0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1,29.

Figure 4. Relationship between the size of the area and usage of hired work (n=124)

4. ábra A saját terület nagysága és a bér munka vállalása közötti összefüggés vizsgálata (n=124)

Symmetric indicators are significant but there is a weak link between the two variables. The fact that a young farmer is farming on a larger or smaller area does not affect whether they are engaged in full or part-time. Many of the farmers involved in the survey are producing crops under a plastic tunnel or in a greenhouse, so they are growing in a smaller area than crop farmers.

Next, we sought to find out whether having agricultural forebearers affects a farmer's willingness to lend his machines as a courtesy. It is known that elderly farmers are rather unwilling to cooperate due to the negative experiences of the previous system and are reluctant to lend out their machines. However, the analysis shows that young farmers involved in the survey are also reluctant to lend their machines, which is mainly due to personal experience.

The size of the land owned is related to the owner's machine and asset supply. It is characteristic that farmers with a larger area have their machine and equipment parks, thus solving a significant part of the workflows on the farm with their machines and needing no subcontracting work or external services (Figure 5.).

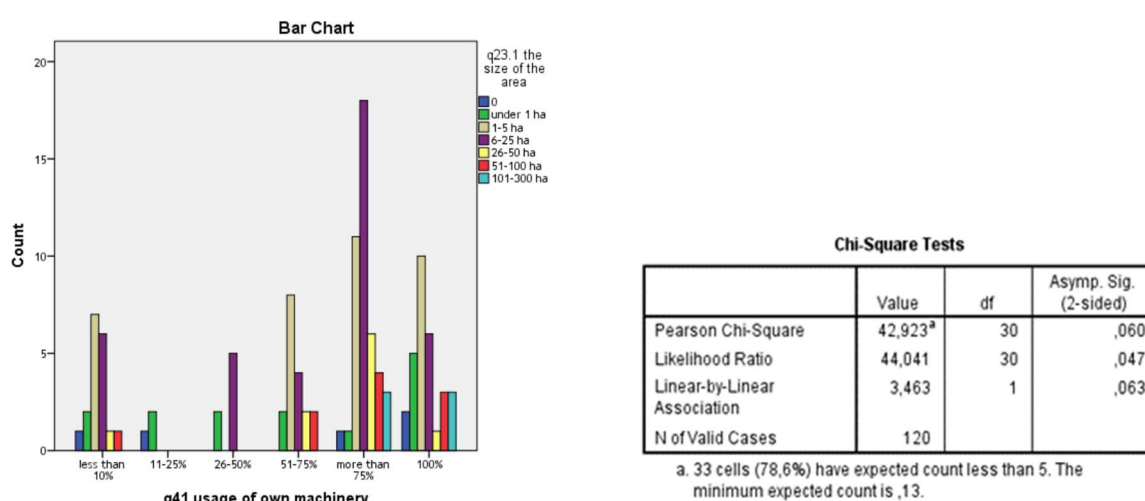


Figure 5. Relationship between the size of the area and usage of own machinery (n=120)

5. ábra A saját terület nagysága és a saját gépellátottság megítélése közötti összefüggés vizsgálata (n=120)

Farmers who are currently growing in a smaller area will want to expand their territory in the future because they are planning to buy land within 5 years once they have the opportunity. The capital-rich farmers with a larger farm also tend to increase their holdings shortly, so the size of the current holdings does not influence the future intention to buy land.

In the case of the examined sample, the distribution of income from agriculture within total income is not affected by the size of the owner's area, since the production of crops in a greenhouse or under plastic takes place in a smaller area, thus even on that smaller area production can be profitable. This explains why we did not find any correlation between the size of the owned area and the percentage distribution of income from agriculture.

As far as the start-up support for young farmers is concerned, those launching additional services (e.g. tourism) received extra credit. It was not typical for the farmers participating in the survey that those submitting young farmer tenders would plan to start other services in the future, as there is no significant correlation between the answer to the two questions.

### Questions on environmental sustainability issues

The question 'what does the phrase that we have borrowed the Earth from our grandchildren mean to you' proved to be a difficult concept to understand and explain to most of the interviewees. Most of them interpreted it as 'I am trying to live and manage by it' and only a

few of them understood the true meaning behind it. Based on the opinions, to date, the majority of farmers do not take into account environmental protection rules or regulations.

This also predicts that a change in farming practices is needed as the current practice can not be maintained. Three of the young farmers mentioned the significant amount of water consumption for their farms, which, in particular, is a significant quantity for vegetable and greenhouse crops and livestock production. There are some farms where the water abstraction method is not even tied to permits. There are many unlicensed, illegally drilled wells in the area. The water used is not paid for by farmers, which leads to wasteful practices.

For fruit producers, especially in the case of apple farms, pesticide treatments up to 25–28 times per year are necessary, which is not beneficial to the fauna. According to the responding farmer, 'it would be good to reduce the number of sprays to a minimum, but the current varieties do not allow this, because buyers are looking for apples that are pretty and of good size.' Several young farmers (21.17%) are trying to leave their land at least in the same shape as they have received it. There were some typical answers, 'I'm trying to manage like this,' or 'we would have to manage like this,' but to us, this did not mean that they farm like this. In addition to the general environmental aspirations ('we use organic fertilizer', 'do not burn plastic waste', 'oil does not drip from the machines', 'do not unnecessarily release a plant protection product') composting was also mentioned. No mention was made of fertilizing according to a nutrition management plan. As far as the farm is concerned, many use biological plant protection, gray-digestive bacteria and as far as possible try to replenish the nutrient content of the soil with organic fertilizers, or are using plant protection products in a timely and appropriate manner. In most livestock holdings, however, the issue of manure storage has not yet been solved, due to expensive investment costs. Packaging materials and chemicals are placed at collecting points and there was a farmer who mentioned that it is possible to place plastic packaging materials and foils at the local government. There have been some farms where organic farming is not yet a practice, but they use plant protection products that can be used in organic farming.

The greening initiative of CAP has divided the respondents. The issue does not affect farmers who are producing in greenhouses or under the plastic tunnel, because greening is only mandatory for arable crops and grasslands. Greening would be a good start because it would bring nutrients back to the soil, but depending on the crop structure, sowing time and soil compacting could reduce its effectiveness. Most believe that an impact study should be carried out on how useful this is for the environment. According to many, farmers are only doing it for the money, and there are no conscious environmental protection efforts or environmentally friendly farming practices behind it. Plant diversification and the abolition of monoculture are only implemented in exchange for the grants. There is still no progress in the formulation of attitudes, as in most cases it is the amount of support that matters and not environmental protection itself. The issues relating to environmental sustainability were analyzed.

During the analysis, the 6 factors have received the following names, which define the relationships of young farmers to environmental sustainability. Six different groups were defined, based on their attitudes:

1. Direct environmental protection measures of the household factor: those environmental measures were included here, which farmers themselves can decide if they want to undertake to protect their environment (e.g. sewerage system, waste separation).

2. Environmental protection measures of the household limited by capability: includes factors that are independent of the decisions of the farmers (e.g. selective waste and sewage collection in the settlement and the outskirts).

3. In the case of the greening of own area factor greening and arable crops take positive values, which shows that greening is a compulsory element for arable land above a certain size. The two values negatively correlate with the size of the area because arable crops could also be produced in smaller areas while greening is a 'task' for larger farms to gain extra subsidies.



4. In the case of a connection between plantation and livestock breeding factors, running a plantation does not entail animal husbandry.

5. Horticultural farms meet the criterion of environmental sustainability according to factor

6. Based on the last factor, meeting market needs, most farms do not want to deal with organic farming, at the same time they do not meet environmental sustainability standards either. Satisfying market demands and successful selling are their primary considerations.

Environmental protection measures in the households are influenced by the greening projects required as part of the environmental programs, as well as the cultivation branches, the priority of animal husbandry and adaptation to market needs.

## Conclusions

We have shown a correlation between the issue of economic sustainability and the supply of own machinery and assets. Primary research has demonstrated that the supply of adequate machinery and assets has a positive relationship with the issue of economic sustainability (development). We have shown that in the environmentally sensitive Homokhátság the most important problem is perceived to be not the question of aridification. Owners primarily identify labor shortage as the biggest risk that influences future management of their farms. Typically, the majority of farmers do not realize that the current way of farming is environmentally unsustainable.

## Acknowledgment

This research is supported by EFOP-3.6.1-16-2016-00006 'The development and enhancement of the research potential at John von Neumann University' project. The Project is supported by the Hungarian Government and co-financed by the European Social Fund.

## References

- Buday-Sántha A. 2001: Agrárpolitika-Vidékpolitika. Dialóg-Campus Kiadó, Budapest-Pécs. p. 463.
- Csatári, B. 2009: Between the Danube and the Tisza - the past, the current dangers, and hopes for the future. Falu Város Régió (1.) (special edition) p. 79.
- European Commission 2013: Possible impacts of climate change on agriculture in EU Member States.
- Eurostat 2015: Agriculture, forestry and fishery statistics.
- Kizekova, M., Feoli, E., Parente, G., Kanianska, R. 2017: Analysis of the effects of mineral fertilization on species diversity and yield of permanent grasslands: revisited data to mediate economic and environmental needs. Community Ecology 18: 295–304.
- Kovács, A. D., Hoyk, E., Farkas, J. Zs. 2017: Homokhátság – A semi-arid region facing with complex problems in the Carpathian Basin. European Countryside 9(1): 29–50.
- Kovács T. 2012: Vidékfejlesztési politika. Dialog-Campus Kiadó, Budapest – Pécs. p. 224.
- Kőszegi, I. R. 2017: The importance of environmental protection from the perspective of young farmers in the Homokhátság region. Annals of the Polish Association of Agricultural and Agribusiness Economists 19(3): 137–142.
- Kőszegi, I. R. 2018: Study of young farmers in the Sand Dunes Area. PhD Dissertation Szent István University, Gödöllő. p. 182.
- Laczka É., Weisz M. 2013: A fiatal gazdák helyzete Magyarországon. KSH és AGRYA kiadvány. p. 88.
- Maciejczak, M., Takács, I., Takács-György, K. 2018: Use of smart innovations for development of climate smart agriculture. Annals of the Polish Association of Agricultural and Agribusiness Economists 20(2): 117–124.
- Malatinszky, Á., Ádám, Sz., Falusi, E., Saláta, D., Penksza, K. 2013: Climate change related land use problems in protected wetlands: a study in a seriously affected Hungarian area. Climatic Change 118(3-4): 671–682.
- Sajtos L., Mitev A. 2007: SPSS kutatási és adatelemzési kézikönyv. Alinea Kiadó Üzleti Szakkönyvtár p. 404.
- Szabó L. 1996: A környezetvédelem, a környezetvédelem kialakulása. In: Thyll Sz. (szerk.): Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 425.
- Szlávik J. 2007: Környezetgazdaságtan. Typotex Kiadó, Budapest. p. 260.
- Takácsné György K. 2008: Vállalkozásirányítás a XXI. században. In: Kay R.D., Edwards W.M., Duffy P.A. (szerk.) Korszerű farmmenedzsment. Magyar Agrárkamara Szaktudás Kiadó Ház Zrt., Budapest. pp. 3–14.

- Takács-György, K., Takács, I. 2011: Risk assessment and examination of economic aspects of precision weed management. *Sustainability* 3(8): 1114–1135.
- Takácsné György, K. 2018: The innovation process of precision crop production– along with economic theories. In: Milics, G. (ed.) *PREGA Science Scientific Conference on Precision Agriculture and Agro-Informatics* Budapest, Magyarország. Agroinform Média Kft., Budapest. pp. 17–19.
- Terra Studio – ÁBK SZ Konzorcium 2007: Előzetes megvalósíthatósági tanulmány - A Duna-Tisza közti Homokhátság fenntartható fejlesztése című projekt megalapozásához, Vezetői összefoglaló – Kormányhatározat – tervezet. p. 51.
- Tóth, Z., Hornung, E., Báldi, A. 2018: Effects of set-aside management on certain elements of soil biota and early stage organic matter decomposition in a High Nature Value Area, Hungary. *Nature Conservation* 29: 1–26.
- Turek, R.A. 2013: Sustainable agriculture – between sustainable development and economic competitiveness. In: Turek R. A. (ed.): *Sustainable Technologies, Policies and Constraints in the Green Economy*. PA: IGI Global Publishing, Hershey. pp. 219–235.
- Valkó G., Kincses Á. 2014: A gazdaságok hosszú távú fennmaradását valószínűsítő tényezők a mezőgazdaságban. *Gazdálkodás* 58(1): 3–12.

### A KÖRNYEZETI FENNTARTHATÓSÁG VIZSGÁLATA A HOMOKHÁTSÁGON GAZDÁLKODÓ FIATAL GAZDÁK KÖRÉBEN

KŐSZEGLI Irén Rita<sup>1</sup>, TAKÁCSNÉ GYÖRGY Katalin<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Neumann János Egyetem

6000 Kecskemét, Izsáki út 10. e-mail: [koszegi.iren@kvk.uni-neumann.hu](mailto:koszegi.iren@kvk.uni-neumann.hu)

<sup>2</sup>Óbudai Egyetem

1081 Budapest, Népszínház utca 8. e-mail: [takacsnegyorgy.katalin@kgk.uni-obuda.hu](mailto:takacsnegyorgy.katalin@kgk.uni-obuda.hu)

**Keywords:** fiatal gazdák Magyarországon, Homokhátság, fenntartható mezőgazdaság, környezeti fenntarthatóság

Kutatásunkban kiemelt figyelmet fordítunk a Duna-Tisza közti Homokhátság fiatal gazdáira, mert feltételezzük, hogy olyan sajátos, speciális problémákkal kell megküzdeniük, melyek hangsúlyosan csak erre a tájkörzetre jellemzőek. Munkánkban többek között azt vizsgáltuk, hogy a Homokhátság mezőgazdasági termeléssel foglalkozó fiatal gazdái mennyiben és milyen szerepet játszhatnak a térség fenntartható fejlődésében, ezért a környezetvédelemhez, fenntarthatósághoz kapcsolódó kérdések kiértékelését ismertetjük. Az empirikus elemzésünk eredményei elsősorban kérdőívezésen és személyes interjúkon alapultak. Összefüggést mutattunk ki a gazdasági fenntarthatóság kérdése és a saját gépek és eszközök birtoklása, tulajdonlása között. Az elsődleges kutatások kimutatták, hogy a megfelelő gépek és eszközök megléte pozitív kapcsolatban áll a gazdasági fenntarthatóság (fejlődés) kérdésével. Vizsgálatunk eredményei azt mutatják, hogy a környezeti szempontból érzékeny Homokhátságban a legfontosabb probléma nem a sivatagosodás kérdése.

## A FÖLDHASZNÁLAT ÉS A TÁJMINTÁZAT ALAKULÁSA A KELET-KÜLSŐ-SOMOGYI-DOMBSÁGBAN A 18. SZÁZAD KÖZEPÉTŐL NAPJAINKIG

NÉMETH Gergő<sup>1</sup>, GYENIZSE Péter<sup>2</sup>, LÓCZY Dénes<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Földrajzi és Földtudományi Intézet  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: gergotab@gmail.com

<sup>2</sup>Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Földrajzi és Földtudományi Intézet, Térképészeti és Geoinformatikai Tanszék

7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: gyenizse@gamma.ttk.pte.hu

<sup>3</sup>Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Földrajzi és Földtudományi Intézet, Természet- és Környezetföldrajzi Tanszék

7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: loczyd@gamma.ttk.pte.hu

**Kulcsszavak:** tájmetria, intenzitás-lábnym, hatékony rácsméret index, tájszerkezet

**Összefoglalás:** Mezőgazdasági hasznosítású dombsági területen vizsgáltuk a földhasználati kategóriák arányainak és a táj mintázatának történeti változásait, valamint ezek következményeit a 18. század második felétől kezdődően. A kutatás során archív térképeket elemeztünk és hasonlítottunk össze. A tanulmányozott terület fragmentáltságának alakulását a hatékony rácsméret index segítségével követtük. A mintaterületen előforduló legjelentősebb tájhasználatbeli változás az erdők visszaszorulása a szántók javára. Ennek számos gyakorlati hátránya van, hiszen a biodiverzitás csökken, az ökológiai kapcsolatrendszer lazul, a kiirtott erdők helyén a felszínen gyorsabban lefolyó vizek növelik a talajerózió és az áradások veszélyét. Az utóbbi évtizedekben azonban a táj használatát és szerkezetét érintő változások környezeti szempontból kedvezőnek ítéltetők.

### Bevezetés és célkitűzések

A mezőgazdasági hasznosítású kultúrtájak működése mindig szoros összefüggésben állt a táj szerkezetével (McGarigal 2002). A magyarországi tájszerkezet történeti változásai részleteikben a 18. század második felétől tárhatók fel, amikor a termelés bővülése, valamint a majorsági gazdálkodás és az állattenyésztést támogató takarmánytermesztés terjedése volt jellemző (Gunst és Lőkös 1982, Frisnyák 2015). A termelés intenzitásának növelését azonban csak az élőmunka, energia és a vízkészletek fokozottabb igénybevételével lehetett megvalósítani, ami egyre súlyosabb következményekkel járt a természeti környezetre nézve (Erb et al. 2013).

Európa legtöbb dombsági táján a hagyományos paraszti gazdálkodás egészen a II. világháborúig uralkodó tájhasználat maradt, csak azután váltotta fel egy sokkal intenzívebb, gépesített és kemizált nagyüzemi művelési forma, amely gyökeresen átalakította a vidéki tájat (Klijn 2004, Baudry et al. 2000). A belterjes földművelés a monokultúra uralmát eredményezte (Kristensen et al. 2016), különösen a kelet-európai országok kollektivizált gazdálkodási rendszerében. Ezzel párhuzamosan azonban voltak olyan tájak is, ahol extenzív irányú volt a változás: elsősorban társadalmi-gazdasági okokból (pl. a munkaerő előregedése, elvándorlása miatt) a földek felhagyása volt jellemző. A jelenlegi tájszerkezet így gyakran ellentétes irányú folyamatok eredőjeként jött létre.

A 21. században a mezőgazdaságnak súlyos termelési és környezetvédelmi kihívásokkal kell szembenéznie, amelyek a termények árának emelkedéséből, az élelmiszerek és a bioüzemanyagok iránti igény növekedéséből, az élelmiszerbiztonság szigorúbb követelményeiből, a víz, mint erőforrás szűkösségéből, valamint a globális éghajlatváltozás következményeiből fakadnak, és a földhasználatot is átalakítják (Stoate et al. 2009). Egyre általánosabb a felismerés, hogy az agroökoszisztémák intenzív, de fenntartható használatára van szükség (Erb et al. 2013). Kelet-Közép-Európa a földművelés számára kedvező adottságokkal rendelkezik, ezért – megfelelő agrárpolitika és tájszerkezet mellett – jelentős szerepe lehet a kontinens élelmiszerellátásában (Smith 2013). Az agrár-környezeti politika

kialakításában a regionális tájérzékenységi vizsgálatok eredményeit is figyelembe kell venni (Ángyán 2003). A tájszerkezet befolyásolja a táj alkalmazkodó képességét, rezilienciáját, ezért a tájváltozások tervszerű irányításában is nagy a gyakorlati jelentősége (Tudor 2019).

A korszerű tájértékelésben a táj értékének mércéje az ökoszisztéma-szolgáltatások színvonala (Haines-Young et al. 2012). Az ellátó szolgáltatások kevésbé, a szabályozók annál inkább függenek a táj szerkezetétől (Bastian et al. 2014, Verhagen et al. 2016). A legújabb kutatások főkomponens-elemzés segítségével igyekeznek megállapítani, mekkora a jelentősége a táj összetett szerkezetének az ökoszisztéma-szolgáltatások nyújtásában (Duarte et al. 2018). Azt találták, hogy a művelt táblák között meghagyott természetközeli növényzetű foltok – a táj esztétikai megjelenésén kívül – elsősorban a vízminőség javításában, a biológiai növényvédelemben (a kártevők természetes ellenségeinek élőhelyeként) és a beporzásban töltenek be fontos szerepet.

A tájmintázat mennyiségi jellemzésével foglalkozó tájökológiai irányzat a tájmetria (McGarigal 2002, Riitters 2019). Cushman et al. (2009) szerint a tájmintázat legáltalánosabban használható mérőszámai: a foltok eloszlása, hasonlósága, a területtel súlyozott közelségi index, a foltalak összetettségének változatossága és a korrelációs hossz.

Tájmetriai mutatókkal jellemezhető a terület fragmentációjának mértéke is. A mutatók segítségével összehasonlítható az egyes korszakok tájmintázata. Az ún. hatékony rácsméret (effective mesh size – Jaeger 2000) megmutatja, hogy az adott tájrészlet mennyire darabolódott fel. Részletesebben kibontva ez azt jelenti, hogy mekkora annak a valószínűsége, hogy két véletlenszerűen kiválasztott pont egyazon foltban helyezkedik el. Ezt úgy is lehet értelmezni, hogy mekkora az esélye annak, hogy két állat véletlenszerűen találkozik ugyanazon a folton belül (Moser et al. 2007). Minél nagyobb a hatékony rácsméret, a felvázolt esemény annál nagyobb valószínűséggel következik be.

A korábbi szocialista országokban a nagyüzemi gazdálkodás miatt a mezőgazdasági potenciájú területek nagyon kis hányadán lehet helyreállítani az ökológiai szempontból optimális tájmintázatot. A Cseh Köztársaság környezetpolitikusi ezért javasolják, hogy csökkenteni kellene a mezőgazdasági táblák méretét, 2021-től 30 ha-ban tervezik azt maximálni (http1). Ehhez a nagyobb parcellákat meg kell osztani, közöttük legalább 22 m széles, fűvel vagy takarmánynövényekkel beültetett mezsgyét hagyva. Bár Magyarországon ilyen tervek még nincsenek, a jövőben a táj mintázatát hazánkban is ökológiai szempontból kedvezőbbé kellene tenni.

A jelen tanulmányban ismertetett vizsgálat célja az volt, hogy feltárjuk a tájhasználatban és a tájszerkezetben bekövetkezett változásokat a 18. század közepétől napjainkig és összevessük az országos tendenciákkal (Csipkés et al. 2017, MNA 2018). A múltbeli folyamatok ismeretében javaslatokat teszünk egy általunk ideálisnak gondolt, racionálisabb földhasználatra.

A vizsgálatot biogeográfiai értelemben diverz területen végeztük, három flórajárás határán (Kercsmár 2011). Természetvédelmi szempontból fontosnak tartjuk, hogy olyan javaslatokat fogalmazzunk meg, amelyekkel megőrizhető a kutatási területen már csak töredékesen jelenlévő élőhelyi sokféleség, a tájökológiai kapcsolatok pedig intenzívebbé válhatnak.

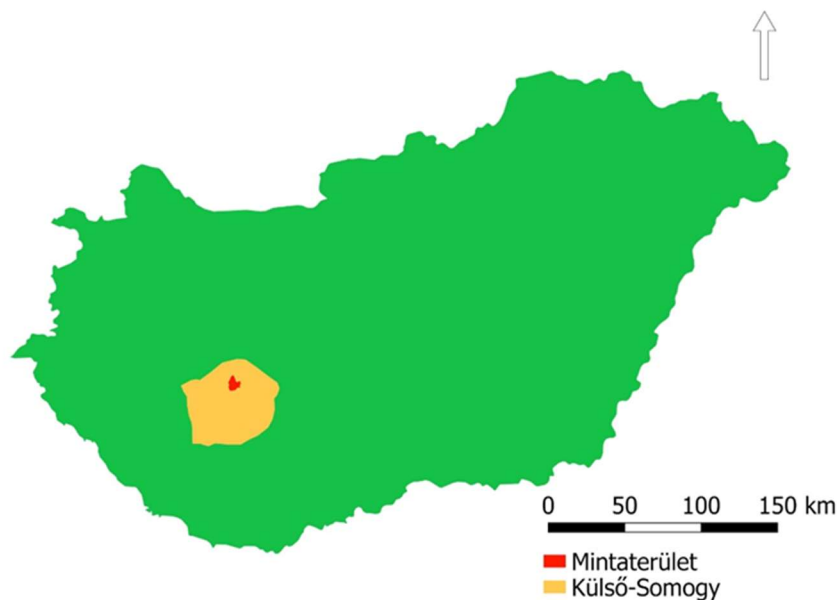
A tájszerkezet mennyiségi jellemzésének gyakorlati jelentősége is van, mivel a nem megfelelően kialakított (például túl nagy) mezőgazdasági táblák többféle problémát is okozhatnak, például talajeróziót, deflációt, a szervesanyagtartalom csökkenését, valamint megnehezítik egyes fajok mozgását. A termőföld, mint termelőeszköz hosszútávú megőrzése elengedhetetlen a mezőgazdaság számára (Sóreg et al. 2017), ehhez belátható időn belül fenntartható gazdálkodásra kell áttérni.

## Anyag és módszer

### A kutatási terület bemutatása

A mintaterület kijelölésekor fontosnak tartottuk, hogy földhasználata minél változatosabb legyen. A kiválasztott területen szántók, dombvidéki gyepek, rétek, erdők, szőlőhegyek, városi és falusi tájak, puszták, tanyák egyaránt megtalálhatók, tehát jól mutatja egy klasszikus kárpát-medencei dombsági táj sajátosságait, amelyek a természeti és társadalmi folyamatok szerepét egyaránt tükrözik.

A vizsgált terület a Dunántúli-dombság északkeleti részén helyezkedik el, Kelet-Külső-Somogy kistájhoz sorolható (Dövényi 2010) (1. ábra). Három település (Tab városi jogállású, valamint Zala és Sérsekszőlős községi jogállású települések) közigazgatási területe alkotja. Somogy megyéhez tartozik, a Tabi járás része. Területe 41,75 km<sup>2</sup>. Északon a Jaba-patak és a Sérseki-hegy, délen pedig a Kis-Koppánytól délre húzódó dombsor alkotja határát. Keleti és nyugati határai nem természetesek. Legnagyobb észak-déli kiterjedése 9 km, kelet-nyugati irányban pedig 8 km.



1. ábra A kutatási terület elhelyezkedése (saját szerkesztés – Dövényi 2010 alapján)  
Figure 1. Location of the study area (by Gergő Németh based on Dövényi 2010)

A terület földtani felépítését tekintve fiatal üledékek alkotják a felszínt. A változó vastagságú pannóniai rétegek a lejtők alján sok helyen a felszín közelében vannak (Dövényi 2010; Csapó et al. 2012). A Tihanyi Formáció agyagmárgás aleurit, aleurit, finomhomok, vékony szenes agyag, tarkaagyag, lignit és dolomit sorozata (http2). A pliocén kor jellegzetes üledéke a keresztrétegzett homok, a középső-pleisztocénben pedig murvás folyóvízi homok halmozódott fel a területen. A mintaterület jellegzetessége az északi lejtőkön 6–8 m, míg a délkeleti, kisebb lejtésű dombháton akár 10–15 m vastagságot is elérő típusos lösz (Szilárd 1967). A lejtőket löszös-homokos, talajmaradványokkal és murvával kevert lejtőüledékek fedik. A patak völgyeket holocén kori folyóvízi üledékek töltik ki.

A mintaterület legfőbb geomorfológiai sajátossága a domborzati aszimmetria. A hátaik meredek, kb. 100 m magas, instabil peremekkel szakadnak le a Balatonnal párhuzamosan futó patakok, a Jaba és a Kis-Koppány völgyébe. Itt gyakoriak a tömegmozgások és a vonalas erózió. Dél felé hosszan elnyúlt, viszonylag stabil, lankásabb lejtőkkel csatlakoznak a folyóvölgyek talpához (Szilárd 1967).

A kutatási terület éghajlata mérsékelt meleg-mérsékelt nedves. Az évi középhőmérséklet az 1961 és 1990 közötti időszak átlagában 10,0–10,2 °C. Az évi csapadékmennyiség 600–650 mm. A tenyészidőszak középhőmérséklete 17 °C körüli (Dövényi 2010).

A mintaterület vízhálózata sűrű, legjelentősebb vízfolyása a Kis-Koppány, amely a Sió vízgyűjtőjének a része. A felszín morfológiai adottságai jelentősen meghatározzák a vízhálózat képét. Az északnyugat-délkelet irányú völgyekben futó, egymással közel párhuzamos vízfolyások a Kis-Koppányba torkollanak. Két jelentősebb állóvíze a Lullai-tó és egy Tab határában kialakított halastó. Kisebb bányatavak találhatók a tabi téglagyár egykori fejtőgödreiben. A talajvíztükör a völgyekben 2–4 m mélységben, a dombháton 20–40 m mélységben található, helyenként hiányzik (Dövényi 2010). A rétegvíz a felső pannon homokban, agyagrétegek közé zárva tározzódik (Bertalan és Gombórné 2009). A térségben értékes erőforrásként termálvíz is előfordul.

A mintaterület a barna erdőtalajok és a csernozjom talajok határterületén helyezkedik el. A talajtípusok területi eloszlását morfológiai, mikroklimatikus és vízrajzi adottságok határozzák meg. A csapadékosabb, magasabb térszíneken a kilúgozás folyamata uralkodik, míg az alacsonyabb, kevesebb csapadékú területeken inkább a humuszosodás és a mészfelhalmozódás jellemző. Az AGROTOPO adatbázisa alapján hat talajtípust tudunk elkülöníteni: Ramann-féle barna erdőtalaj (*Cambisol*) 41,2%, agyagbemosódásos barna erdőtalaj (*Luvisol*) 29,16%, csernozjom barna erdőtalaj (*Luvic Chernozem*) 19,47%, lápos réti talaj (*Gleysol*) 8,4%, köves és földes kopárok (*Regosol*) 1,3%, mészlepedékes csernozjom (*Calcic Chernozem*) 0,5%.

A mintaterület a zárt tölgyesek övébe sorolható, jellemző társulás az illír gyertyános tölgyes (*Helleboro odorata-Carpinetum*), valamint a mészkedvelő tölgyes (*Orno-Quercetum pubescenti-cerris*). A különféle hársfajok (*Tilioideae*) is gyakoriak. A déli, délkeleti kitettségű lejtőkön az erdősztyepp jelleg erősödik. Három flórajárás található itt: a *Praeillyricum*-hoz tartozó *Kaposense*, az alföldi *Eupannonicum*, észak felől a *Bakonyicum*-tól pedig a Balaton választja el (Kercsmár 2011). A terület az *Illyricum* faunakörzetbe sorolható. Az élőhelyek fragmentáltsága miatt napjainkban már csak a zavarást jobban tűrő fajok maradtak meg jelentősebb számban (Bertalan és Gombórné 2009). Az erdei élőhelyeken jelentős számban fordulnak elő a nagyvadak, például őz (*Capreolus capreolus*), gímszarvas (*Cervus elaphus*), dámszarvas (*Dama dama*), vaddisznó (*Sus scrofa*). A gyepek jellegzetes rovarfaja az imádkozó sáska (*Mantis religiosa*). Az antropogén környezethez alkalmazkodott fajok szintén gyakoriak, például nyest (*Martes foina*), mezei veréb (*Passer montanus*), közönséges vakond (*Talpa europaea*), közönséges denevér (*Myotis myotis*).

### A tájhasználat és a tájszerkezet változásainak vizsgálata

A kutatás során többféle térképi állománnyal dolgoztunk, amelyek eltérő időben és megközelítéssel, különböző méretarányúval és jelkulccsal készültek, ezért elengedhetetlen volt ezek összehangolása. Vizsgálataink elvégzéséhez a következő térképeket digitalizáltuk: az első katonai felmérést (1782–1785) (forrás: Arcanum Adatbázis Kft. DVD lemeze, 2004), az 1858. évi kataszteri felmérést (http3), az 1941-es katonai felmérést (forrás: HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára), az 1989. évi EOTR topográfiai térképet (forrás: MÉM Országos Földügyi és Térképészeti Hivatal), valamint a jelenlegi állapot felméréséhez a Bing Map-et (2016).

A jelentős méretaránybeli eltérések kiküszöbölése végett a nagyobb méretarányú szelvényeken szereplő apróbb foltokat generalizáltuk, ezáltal csökkentettük a részletességüket, így a pontosságuk már megközelítette a kisebb méretarányúakét. A felhasznált térképek közül az első katonai felmérés a legpontatlanabb, valamint az ábrázolási módja is meglehetősen egyszerűsített. Például a Tabtól keletre található szelvényhatártól nyugatra eső lapon láthatunk nádas jelölést, keletre viszont nem. Azonban sokszor egyazon szelvényen belül is eltérő jelöléssel találkozhatunk. Ez például a nedves gyepek meghatározása során okozott problémát, ezért megvizsgáltuk a második katonai felmérés térképét is, amely már elkülöníti a száraz és



nedves gyepeket, a vízfolyások környezetében pedig az utóbbiakkal találkoztunk. A domborzati és a vízrajzi viszonyok figyelembevétele is megkönnyítette ezen területek lokalizációját, ezért a patakmedreket kísérő gyepeket minden esetben nedves gyepeként jelöltük. A térkép ismertett hiányosságai ellenére is fontosnak tartottuk alkalmazni a kutatás során, mivel ez a legkorábbi olyan állomány, amely a földhasználati arányok meghatározásához használható. Nem elhanyagolható tényező, hogy az erdők és a szántók relációjában tapasztalható jelentős változásokat ezáltal tudtuk szemléletesen bemutatni, ugyanis a 19. századi térképeken már nem érzékelhető, hogy a korábbi évszázadokban nagy kiterjedésű területeket borított erdő, amikor még nem a szántóföldek határozták meg a táj arculatát.

A tájhasználati arányok kiszámításához és a tájmetriai mérések elvégzéséhez adatforrásként használt alaptérképeket a QGIS 2.18 és 3.4 szoftverrel digitalizáltuk. A raszteres adatok előzetes módosításához (például vágás, fényerő módosítás stb.) az Inkscape és a GIMP Image Editor szoftvereket használtuk. A poligonokhoz társított művelési ágak alapján meghatároztuk az összterületüket és a mintaterületen belüli arányukat. A térképeket generalizáltuk, összevontuk a szőlő, kert és gyümölcsös művelési ágakat, mivel ezek általában a szőlőhegyeken jelennek meg.

A tájszerkezeti elemzésekhez a folt-folyosó-mátrix modellt (Forman és Godron 1986) vettük alapul. Ez egy funkcionális megközelítés, amelyben a táj elemei ebbe a három szerepkörbe sorolhatóak be. A folt a környezetétől eltérő biogeográfiai és fizikai adottságokkal (mikroklimával, talajtípussal, növényzettel) rendelkező terület. A települések is tájökológiai foltként értelmezhetők. A mátrix a táj domináns foltja, a kisebb foltokat körülvevő közeg, meghatározza a táj működését és a táj vizuális képét. A folyosók az egyes tájfoltok közötti kapcsolat folytonosságát biztosítják (általában lineáris objektumok), ezek lehetnek a folyókat szegélyező galériaerdők, nádasok, gyepek, kultúrtájak esetében általában erdősávok vagy mezőgazdasági parcellák közötti gyepek (Csorba et al. 2013). A mintaterületen a következő felosztást alkalmaztuk: a mátrixot a szántóföldek, a foltokat pedig az erdők, gyepek, szőlőhegyek, tavak és a települések képezik. Az összekötő folyosó szerepét általában a patak völgyekben húzódó nedves gyepek, vízparti nádasok, valamint erdősávok alkotják. Ha az adatbázis (katonai térkép) jelrendszere nem különítette el a szántókat és a gyepterületeket, ezeket együtt tekintettük mátrixnak.

A számítást a térképek digitalizálása során kapott adatok segítségével végeztük, QGIS-ből exportáltuk a poligonok adatait, majd táblázatkezelő programmal kiszámítottuk a hatékony rácsméret értékét a kutatott terület egészére, valamint külön-külön a legnagyobb változáson átesett folt típusokra (szántó, erdő). Ez a módszer azoknál a térképeknél alkalmazható, amelyekben láthatók a táblahatárok (1858. évi kataszteri felmérés, EOTR topográfiai térkép, műhold- és légifelvételek), ellenkező esetben túl nagy értékeket kapunk a rácsméretre, mivel nem ismerjük a kisparcellás művelésű területek valós kiterjedését.

A hatékony rácsméret kiszámítása a következő képlettel történt (Jaeger 2000):

$$m = 1 / At \sum_{i=1}^n Ai^2, \text{ ahol}$$

m: a hatékony rácsméret, At: a vizsgált terület nagysága, Ai: a foltok mérete.

A digitalizálás során az azonos művelési ágba tartozó területeket gyakorlati okokból összevontan ábrázoltuk, ezért az egyes parcellák mérete nem látható, vagyis a tájmetriai számítások során pontatlan eredményt kaptunk volna. Ezért lehatároltuk a kisparcellás művelésű területeket és megvizsgáltuk az összterülethez viszonyított arányukat, valamint meghatároztuk a kisparcellák átlagos méretét. Ezeket az adatokat minden számításnál külön feltüntettük. Az így kapott eredmények már pontosabbak, alkalmasak arra, hogy összehasonlítsuk az egyes korszakok tájmintázatait.

### **A tájhasználat intenzitás-változásának vizsgálati módszerei**

Amikor egy terület művelésének intenzitásváltozását értékeljük, figyelembe kell vennünk az alkalmazott agrotechnológiát (élőmunka-ráfordítás, gépesítettség, inputanyagok használata, a munkafolyamatok gyakorisága), az elért termésátlagokat, a mezőgazdasági terület arányát (Van der Sluis et al. 2016). Felvetődhet a kérdés, hogy miért vesszük figyelembe akkora súllyal a művelési ágak megoszlását a vizsgálat során, amikor például a szántóföldek térnyerése nem feltétlenül jár együtt az alkalmazott technológia intenzitásának növekedésével, sőt ez kimondottan extenzív terjeszkedésnek tekinthető. Ennek oka, hogy egy ilyen folyamat során a korábbi külterjesebb művelés alatt álló területen belterjesebb gazdálkodás valósul meg, ezáltal az összterület intenzitásértéke is nő. Tipikus példa erre az erdők kiirtása szántóterületek létesítése céljából. A termelés (az ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások) mellett a szabályozó szolgáltatások (a szén-dioxid megkötése, illetve kibocsátása vagy a biodiverzitás változása) is függenek a művelés intenzitásától (Erb et al. 2013).

A vizsgálat során a beépített területeket nem vontuk be a számításba. Az értékelés egy ötfokozatú skálán történt, melyben az 1-es a legextenzívebben, míg az 5-ös a legintenzívebben művelt területeket jelöli (1. táblázat).

A tájhasználat intenzitásának változását bemutató térképek (7. ábra, 8. ábra) elkészítéséhez az első katonai felméréshez és a 2016-os műholdfelvételhez rendelt intenzitásértékeket tartalmazó rétegeket elmentesttük egymással. A pontosabb eredmény érdekében a 18. századi térkép torzulásait javítottuk, amelyhez a jóval kisebb geometriai eltéréssel rendelkező második katonai felmérés lapjait használtuk fel. Az utóbbi térkép segítségével átrajzoltuk a foltokat egy újabb rétegre, amelyet már fedésbe hozhattunk a 2016-os állapottal. A folyamat szemléltetéséhez kétféle megoldást alkalmaztunk. A 7. ábrán a metszett réteg poligonjaihoz rendelt, az említett két időpillanathoz tartozó intenzitásértékek különbségét ábrázoltuk. Az értékek -4 és 4 között helyezkednek el, mivel rendszerünkben maximum négy osztállyal csökkenhet vagy nőhet egy terület értéke. A 8. ábrán a százalékos változást jelenítettük meg, ahol -80% és 500% között változnak a kapott eredmények.

Az intenzitás becslésére különböző mutatókat alkalmaztunk. A szántók esetében a felhasznált NPK műtrágya mennyisége és a búza termésátlaga meghatározó. 100 kg/ha-os kijuttatott műtrágya mennyiség és 2 t/ha-os termésátlag alatt 4-es, efölött pedig 5-ös osztályba került a szántó. A hektáronkénti műtrágyahasználat és a búza termésátlagának meghatározásához az egész vizsgált időszakra nem álltak rendelkezésre települési és megyei szintű adatok, ezért országos átlagokkal kellett számolnunk. A vizsgált településeken a szántók átlagos aranykorona értéke 12,1-17 AK/ha (<http6>), ami az országos átlagtól (17 AK/ha) (<http7>) kissé elmarad, tehát feltételezhető, hogy a termésátlagok is kisebbek, a felhasznált műtrágya mennyisége viszont több. Ennek ellenére az országos átlagokból kirajzolódó tendenciák a mintaterületre is érvényesek.

A gyepek esetében az intenzitás növekedését leginkább a gépesítettség fokozódása okozta. A felhasznált térképi adatbázisok hiányosságai miatt, a faültetvényeket csak a kollektivizálás után tudtuk lokalizálni. Ezeket csak az intenzitás értékelésekor különítettük el, a földhasználati arányok vizsgálatakor az erdők közé soroltuk. Intenzitásuk azért nagyobb az őshonos fajokból álló, de kis kiterjedésű erdőknél, mert a telepített, rövidebb vágásfordulójú fajok gyorsabban emésztik fel a talaj erőforrásait. A zártabb, nagy kiterjedésű erdők 1-es értéket kaptak, mivel ezeket ütemezett erdőgazdálkodás során termelik ki, méretükből adódóan általában nem egyszerre, ezért az erdőfolt nem tűnik el teljesen, ellentétben a kisebb kiterjedésű erdőkkel (ezek kerültek a 2-es osztályba).

1. táblázat Az intenzitás értékelésénél alkalmazott besorolás (saját szerkesztés, adatok forrása: Központi Statisztikai Hivatal – <http5>)

Table 1. Ranking of land use intensity (by Gergő Németh based on data from Central Statistical Office, KSH – <http5>)

1782-1785	
1	zártabb, nagy kiterjedésű erdők
2	ligetesebb erdőfoltok, kisebb kiterjedésű erdők, fasorok, faültetvények, tavak
3	gyepek
4	szántó (műtrágya-felhasználás: 0 kg/ha, búza termésátlag 0,5-0,6 t/hektár)
5	szőlő, kert, gyümölcsös
1858	
1	zártabb, nagy kiterjedésű erdők
2	ligetesebb erdőfoltok, kisebb kiterjedésű erdők, fasorok, faültetvények, tavak
3	gyepek
4	szántó (műtrágya-felhasználás: 0 kg/ha, búza termésátlag 0,5-0,6 t/hektár)
5	szőlő, kert, gyümölcsös
1941	
1	zártabb, nagy kiterjedésű erdők
2	ligetesebb erdőfoltok, kisebb kiterjedésű erdők, fasorok, faültetvények, tavak
3	gyepek
4	szántó (műtrágya-felhasználás: 2 kg/ha, búza termésátlag: 1,4 t/ha)
5	szőlő, kert, gyümölcsös
1989	
1	zártabb, nagy kiterjedésű erdők
2	ligetesebb erdőfoltok, kisebb kiterjedésű erdők, fasorok, tavak
3	faültetvények (rövidebb vágásfordulójú fajták terjedése)
4	gyepek (intenzívebb a gépi kaszálás, trágyázás miatt)
5	szőlő, kert, gyümölcsös, szántó (műtrágya-felhasználás: 282 kg/ha, búza termésátlag: 5,2 t/ha)
2016	
1	zártabb, nagy kiterjedésű erdők
2	ligetesebb erdőfoltok, kisebb kiterjedésű erdők, fasorok, tavak
3	faültetvények (rövidebb vágásfordulójú fajták terjedése)
4	gyepek (intenzívebb a gépi kaszálás, trágyázás miatt)
5	szőlő, kert, gyümölcsös, szántó (műtrágya-felhasználás: 104 kg/ha, búza termésátlag: 5,4 t/ha)

Az egyes időpillanatokot jellemző tájhasználati intenzitás összehasonlításához az intenzitás-lábnym mutatót alkalmaztunk. A módszer lényege, hogy a vizsgált terület egészen előforduló, egy adott osztályba sorolt területek összegét (területegységben, esetünkben km<sup>2</sup>-ben megadva) megszorozzuk az osztályzat értékével. Vagyis egy tisztán 1-es osztályzatú területekből álló egység intenzitás-lábnyma megegyezik a mezőgazdasági területek nagyságával, míg egy, csak 5-ös osztályba sorolt terület egység intenzitás-lábnyma ötszöröse a mezőgazdasági területek kiterjedésének. A változások elemzésének céljából lényeges, hogy az intenzitás-lábnym és a mezőgazdasági területek nagysága közti összefüggést figyelembe vegyük, ezért szükséges a két mennyiség egymáshoz viszonyított arányát meghatározni. A köztük lévő szorzószám megadja a tájhasználat intenzitását, grafikonon ábrázolva pedig kirajzolja a fennálló tendenciákat. Minél közelebb van a kapott érték 5-höz, annál intenzívebben hasznosított a vizsgált terület. Az 1-eshez közeli érték pedig extenzív,

természetközeli használatról tanúskodik. Az intenzitás-lábnyom segítségével későbbi kutatásokban lehetőség nyílik arra, hogy egyéb területekkel is összehasonlítsuk a vizsgált térséget.

## Eredmények és megvitatásuk

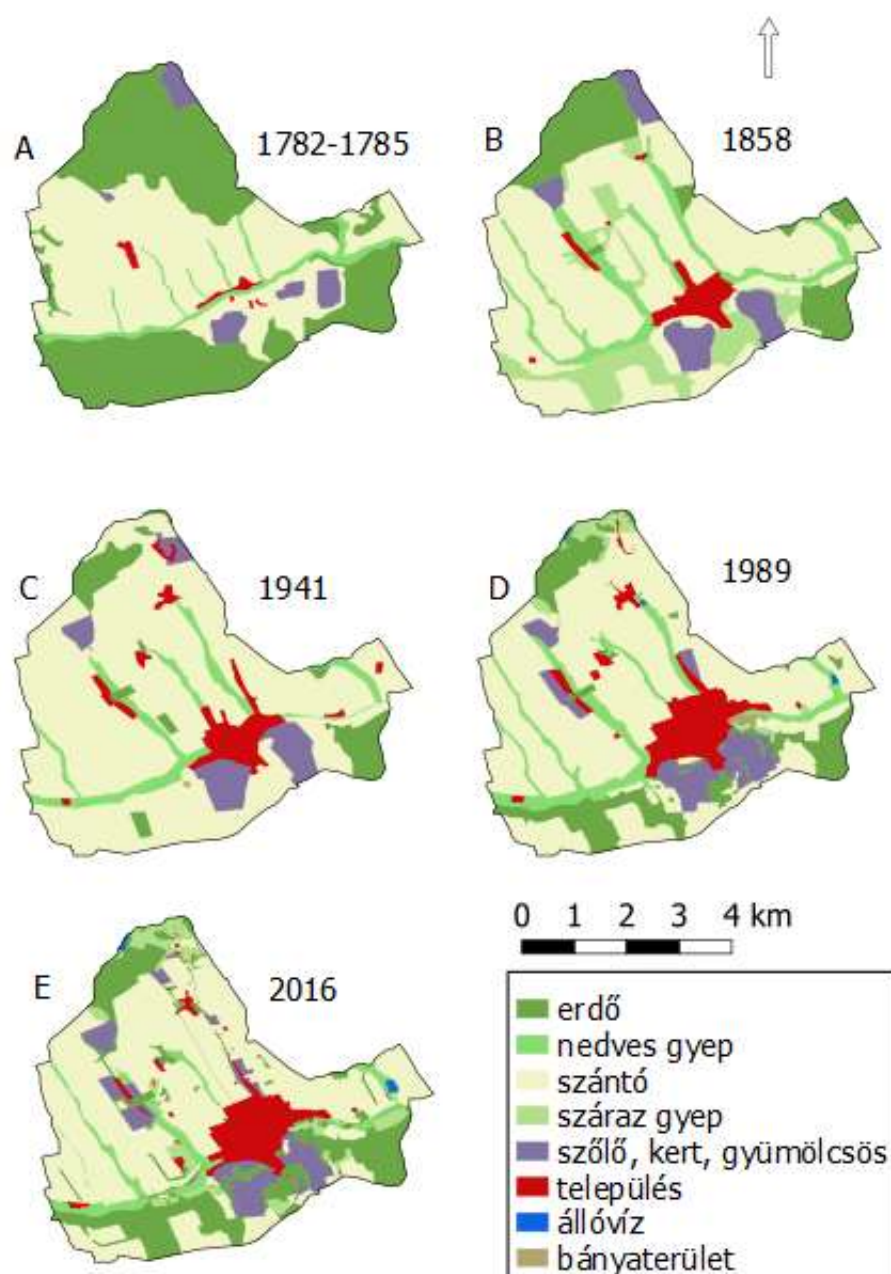
### A tájhasználat változásai

A mintaterület tájhasználatát a 18. század második felében jelentősen eltért a jelenlegi állapottól (2. ábra A). Az erdők (45,4%) és a szántók (45,4%) aránya megegyezett. A török hódoltság előtt már történtek erdőirtások (Kanyar 1967), azonban az elnéptelenedett falvak határait sok helyen felhagytak a szántóföldi műveléssel, a természetes növénytakaró képes volt regenerálódni. A vidék földbirtokosainak jóvoltából az 1700-as években megkezdődött a falvak benépesítése (Bertalan 2011). A népesség növekedésével fokozatosan pusztultak az erdők, a lakosság tűzi- és épületfa igényének kielégítése, valamint a hamuzsírégetés elterjedése miatt (T. Mérey 1966). Ezen időszakban a dombsági tájakat vegyes (polikultúrás) gazdálkodás jellemezte, vagyis a földművelés, az állattenyésztés és az erdőgazdálkodás egyaránt meghatározó szerepet töltött be és fejlett szőlő- és kertkultúrával párosult (Frisnyák 2015). A változatos tájhasználat összhangban volt a tagolt domborzattal, a meredekebb lejtőkön erdőgazdálkodás, illetve szőlőtermesztés folyt (a mintaterület 4%-án), a széles, lapos dombhátaikat szántóföldek borították, a patak völgyekben, a nedves gyepeken (4,4%) pedig külterjes állattartás volt jellemző. A beépített területek aránya jelentéktelen volt (0,8%), Tab és Zala községekre korlátozódtak.

A 19. század közepéig bekövetkezett legjelentősebb tájhasználati változás az erdők kiterjedésének drasztikus csökkenése (13%-ra) (2. ábra B). A növekvő népesség ellátására nagyobb területeket kellett szántóföldi művelés alá vonni, valamint a század elején, a napóleoni háborúk időszaka alatt a hadsereg élelmezése miatt megnőtt az igény a gabonára (Hóman és Szekfü 1928), azonban a növénytermesztés hatékonysága érdemben nem növekedett, ezért újabb területeket kellett művelésbe vonni, az erdők rovására. Ennek következtében a szántóföldek aránya 57,2%-ra emelkedett. A száraz gyepek 11,2%-os, a nedves gyepek pedig 7,2%-os részesedéssel voltak jelen. A szőlő, kert, gyümölcsös területek bővültek, 7,1%-ra. A beépítettség növekedett, elérte a 4,2%-ot.

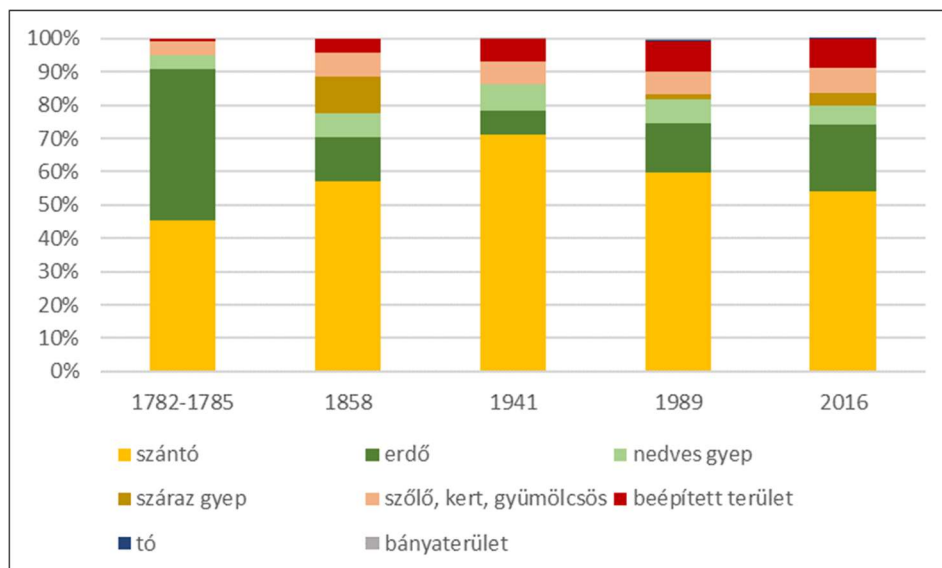
Az 1941-es állapot a természeti környezet szempontjából a legkedvezőtlenebb a vizsgált időszakban (2. ábra C). A szántók aránya túlzottan magas (71,1%). A növekedés nem csak a mintaterületen, hanem országos szinten is jelentős volt, 1935 és 1942 között érte el a maximumát (Dömsödi 2006). Az erdők aránya viszont elérte a mélypontot (7,4%). A száraz gyepek eltűntek a területről, a szükséges fűszéna mennyiségét feltehetően a nedves gyepek (8%), valamint a szántókon megtermelt takarmánynövények biztosították. A szőlő, kert, gyümölcsös művelési ágak gyakorlatilag változatlan kiterjedésben voltak jelen (6,8%). A beépítettség kis mértékben nőtt, 6,7%-ra, amely leginkább Tab terjeszkedésének köszönhető.

A kollektivizálás után tájökölógiai szempontból kissé kedvezőbbé vált a területhasználat. Az erdők aránya 14,9%-ra növekedett, a szántók részesedése 59,8%-ra csökkent (2. ábra D). 1949-ben az egész országra kiterjedő fásítási programot indítottak, amellyel azt kívánták elérni, hogy az erdők területaránya 12%-ról 20% fölé emelkedjen (Balogh 2016). A mintaterületen is érezhetők ennek a programnak a hatásai, hiszen az első katonai felmérés térképén még összefüggő, majd felbomlott délkeleti erdőtömb egy részét újra erdővé alakították. Kedvező folyamatnak tekinthető, hogy a mintaterület északi szegletében, az erdőfoltok környékén újra megjelentek a száraz gyepek (1,6%). A szőlők, kertek és gyümölcsösök összes kiterjedése stagnált (6,6%), elhelyezkedésük azonban kissé megváltozott: a korábbi szőlőhegyeken részesedésük csökkent, itt nagyrészt erdők foglalták el a helyüket. A nedves gyepek kiterjedése is közel állandónak tekinthető (7,1%).



2. ábra A mintaterület földhasználat 1782-2016 között (saját szerkesztés)

Figure 2. Land use maps of the study area. Classes: forest; wet grassland; arable; dry grassland; vineyard, garden, orchard; settlement; standing water; mining area (by Gergő Németh)



3. ábra A földhasználat változása 1782-2016 között (%) (saját szerkesztés)

Figure 3. Changes in the proportion of land use classes in the studied period (by Gergő Németh)

Ekkor már a mintaterület 9,4%-a beépített. A növekedés leginkább Tabon jelentkezett: a település északi részén kertvárosias lakóövezetet alakítottak ki, a keleti szélén ipari területek létesültek korábbi szántóföldeken. Az állóvizek a mintaterület 0,2%-át, a bányák (tabi téglagyár fejtőgödrei) pedig 0,4%-át foglalták el.

Napjaink tájhasználati képe javulást mutat az 1990 előtti állapothoz képest. Az erdők kiterjedése 19,9%-ra növekedett (megközelítve az országos átlagot), a száraz gyepeké is nőtt, jelenleg 3,6% (2. ábra E). A szántók területe tovább csökkent (54,2%-ra) az előbbi művelési ágak javára. A kedvezőtlenebb adottságú területeket gyepeként hasznosították, illetve felhagytak a műveléssel (leginkább a rendezetlen tulajdonviszonyok miatt), ezért spontán beerdősültek. A szőlők és a gyümölcsösök kiterjedése kissé nőtt (7,6%). A nedves gyepek százalékos aránya 6%-ra esett vissza. Ennek oka feltehetően az, hogy a kissé szárazabb magaslatokat szántóként hasznosítják, valamint telepítettek egy bodzaültetvényt is Tabon a Kis-Koppány völgyében, amelyet a szőlő, kert, gyümölcsös művelési ágba soroltunk. Az adatokból úgy látszik, hogy a beépített területek aránya kissé csökkent, 8,5%-ra, ez azonban abból adódik, hogy a műholdfelvételekről sokkal pontosabban elkülöníthetők a beépített területek a környezetüktől, mint a korábbi EOTR térképen (ld. Túri és Szabó 2008), amelynek a digitalizálása során a településszéli telkeket az udvarként jelzett területig a beépített területekhez soroltuk, míg a műholdfelvétel esetében besoroltuk a megfelelő művelési ágba. Ettől eltekintve gyakorlatilag nem változott a beépített területek nagysága. Az állóvizek továbbra is 0,2%-os arányban voltak jelen.

A mintaterület tájhasználat az utóbbi évszázadokban további gyökeres átalakuláson ment keresztül. A legszembetűnőbb az erdők és a szántók részarányának változása (3. ábra). A többi művelési ág a vizsgált időszakban hosszú távon állandónak mondható, csak kisebb eltérések fordultak elő. Az erdők rovására növekedett a szántók aránya, ezzel erősödött az antropogén hatás. Tájökológiai szempontból a legkedvezőbb állapottal az első katonai felmérés térképén (1782–1785), a legkedvezőtlenebbel pedig az 1941. évi katonai felmérés lapjain találkozhatunk. Ezután az erdők aránya fokozatosan növekedett (de közel sem olyan ütemben, mint amilyenben korábban csökkent), ezzel párhuzamosan a szántóföldek kissé visszaszorultak, ebből arra következtethetünk, hogy a két művelési ág egymáshoz képest fordított arányban változott.



### A tájszerkezet változásai

A 18. század földhasználati térképén (2. ábra A) látható, hogy a táj antropogén átalakítottsága még közel sem volt olyan mértékű, mint a későbbi évszázadokban, de az átalakulás kezdeti jelei már észrevehetők. Elkezdődött a zárt erdők fragmentálódása, különösen a mintaterület keleti és nyugati szélén kialakult erdőfoltoké, amelyek a szántók, gyepek között elszórtan helyezkednek el. A déli és az északkeleti részen pedig a szőlőültetvények szakították meg a zárt erdők folytonosságát. Az ökológiai folyosókat a völgyekben fekvő nedves gyepek képviselik.

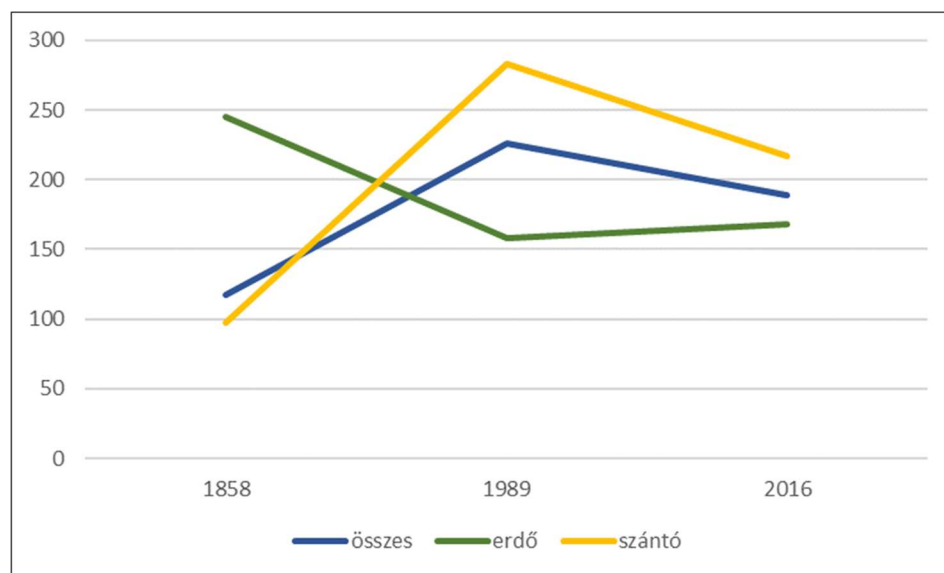
A 19. század közepére a táj szerkezete és az ökológiai hálózat minősége jelentősen romlott a korábbi időponthoz képest (2. ábra B). A kiirtott erdők helyén szántóföldeket és másodlagos vegetációt (dombvidéki gyepeket) találhatunk. A patakvölgyekben a nedves gyepek továbbra is megmaradtak, betöltve az ökológiai folyosó szerepét. A szőlőskertek és gyümölcsösök a korábbi évszázadhoz hasonlóan meglehetősen kompakt formát mutattak. A szántóföldi gazdálkodást kettőség jellemezte: a nagytáblás, monokultúrás gazdálkodás és a kisparaszti birtokok nadrágszíjparcellái egyszerre voltak jelen. A kisparcellás szántóföldi művelés még a folyamatos bolygatás ellenére is kedvezőbb volt a nagytáblás gazdálkodásnál, ugyanis a gazdálkodók többféle növényt vetettek (tehát nagyobb a biodiverzitás) és eltérő időpontokban takarítottak be. Az 1858. évi kataszteri felmérés a legkorábbi térkép, amelyen láthatóak a táblaméretek, tehát tájmetriai mérésekre ad lehetőséget. Az átlagos, kisparaszti gazdálkodásban kialakult táblaméretet 1 kataszteri holdban (5755 m<sup>2</sup>) határoztuk meg. Találkozhatunk 1-2 hektáros táblákkal, azonban a birtokok aprózódása miatt helyenként 1000 m<sup>2</sup> alattiakkal is. A szőlő, kert, gyümölcsös művelési ágú területeken is az 1 kataszteri holdas átlagértékkel számoltunk. Ebben az időszakban a mintaterület 29,11%-a sorolható a kisparcellás területek közé. A hatékony rácsméret értéke 117 ha az egész területre vonatkoztatva (4. ábra). A nagytáblás szántóföldi gazdálkodás és a nagy kiterjedésű erdők jelenléte növeli, a kisüzemi művelés csökkenti a rácsméretet. A számításokat külön elvégeztük a történetileg legnagyobb változásokat mutató művelési ágakra, vagyis az erdőkre és a szántókra. Az erdők rácsmérete 245 ha, míg a szántóké 97 ha. Ebből arra következtethetünk, hogy a terület tájszerkezetében ekkor még fellelhető a természetközeli jelleg, mivel az erdő, vagyis az őshonos vegetáció nagyobb egységekbe rendeződik, mint az erős antropogén hatás alatt álló szántó.

Az 1941. évi állapot kvantitatív módszerekkel nem vizsgálható, mivel a térkép nem tünteti fel a mezőgazdasági parcellákat, ezért erről az időpontról csak általános leírást tudunk adni. Az erdőfoltok szétszórt elhelyezkedése a jelzett időpontban nagyon kedvezőtlen, minimális az ökológiai kapcsolat közöttük. A folyosókat jelentő nedves gyepek ugyan megőrződtek, azonban olyan távol kerültek az erdőktől, hogy összekötő szerepüket nem tudták ellátni. A száraz gyepek mint folttípus eltűnt. A mátrix túlzott mértékben uralja a tájszerkezetet.

A mezőgazdaság kollektivizálása kedvezőtlen hatást gyakorolt a mintaterület tájszerkezetére. Megszűnt a korábban létező állapot, amelyben a nagybirtokok és a kisparcellás paraszti birtokok együtt voltak jelen, a termelőszövetkezetek szervezése során összevonták a nadrágszíjtelkeket, nagytáblás művelést alakítottak ki. A számítás során az átlagos kisparcellaméretet 1 kataszteri hold helyett 2500 m<sup>2</sup>-ben határoztuk meg, ugyanis ezen időszakra a korábbi parcellák feldarabolódtak (szőlőhegyi ingatlanok, kertek, gyümölcsösök, melyeket nem kollektivizáltak). A rácsméret értéke 226 ha, kétszerese a 18. századnak. Az erdők esetében a mutató értéke 158 ha-ra csökkent, a szántóföldeké viszont 283 ha-ra nőtt (4. ábra). Ebből arra következtethetünk, hogy az erdők gyarapodtak, viszont fragmentáltabban, kisebb egységekben, szétszórtabban helyezkedtek el, ezzel szemben a szántók kompakt, nagy tömbökbe rendeződtek. Az erdősültség növekedése a mobilisabb fajoknak kedvezett, azonban a nehezebben mozgó vagy a zavarást kevésbé tűrő fajok (pl. a kétéltűek – Túri 2015) számára hátrányt jelentettek az újonnan kialakított, nagy területű mezőgazdasági parcellák.

Napjaink tájszerkezete a természeti környezet számára kedvező változásokon ment keresztül a kollektivizálás befejezése óta. A monokultúrás szántóföldi művelés ugyan megőrizte vezető

szerepét, viszont a szántóföldek aránya a mintaterületen csökkenő tendenciát mutat, valamint a megmaradt táblák mérete is kisebb lett. Kis mértékben nőtt a kisparcellás művelésű területek aránya, 7,6%-ra (szintén megegyezik a szőlők, kertek és gyümölcsösök kiterjedésével, átlagos területüket változatlanul 2500 m<sup>2</sup>-ben határoztuk meg). A hatékony rácsméret 189 ha-ra csökkent. Kedvező eredmény, hogy az erdők rácsmérete 168 ha-ra nőtt, míg a szántóké 217 ha-ra csökkent (4. ábra).



4. ábra A hatékony rácsméret változása a1858-2016 között (ha) (saját szerkesztés)

Figure 4. Changes in efficient mesh size, 1858-2016(by Gergő Németh)

#### A tájhasználat intenzitásváltozásának értékelése

Megállapítható, hogy a 18. században volt a legextenzívebb (intenzitás-lábnyom: 109,4 km<sup>2</sup>; szorzó: 2,6), a szocialista tervgazdálkodás alatt pedig a legintenzívebb a tájhasználat (intenzitás-lábnyom: 160,9 km<sup>2</sup>; szorzó: 4,27). (5. ábra) Az intenzitás növekedése megállt, sőt napjainkban már csökkenő tendenciát mutat. 1941-ig a növekedés oka leginkább a szántók térnyerése volt, mellyel együtt járt az erdőterületek drasztikus csökkenése, tehát nőtt a 4-es osztályba sorolt területek száma, viszont csökkent az 1-es osztály kiterjedése. (6. ábra) A technológiai fejlődés jelei már megmutatkoztak, a nyomásos gazdálkodást felváltotta a módosított norfolki vetésforgó, illetve az ötös vetésforgó (Ujváry 1914). Ugyanakkor a szántóföldi művelés gépesítettsége még alacsony volt, műtrágyát és növényvédőszeret elhanyagolható mennyiségben használtak, tehát a búza termésátlaga csak enyhe növekedést mutatott. A termésmennyiséget extenzív módon, újabb területek feltörésével növelték, ezért az alacsonyabb intenzitás-értékkel rendelkező területek helyét átvették az intenzívebbek. Jelentős kiugrás a kollektivizálás után jelentkezett, ekkor a műtrágyahasználat elérte a csúcst (1981–1985 közötti évenként átlagosan 282 kg/ha). Ennek jelentős része nem tudott hasznosulni, viszont a talajt és a vízkészletet jelentős mértékben szennyezte (Tóth és Kismányoky 2009). A búza termésátlaga elérte az 5,2 t/ha-os értéket.

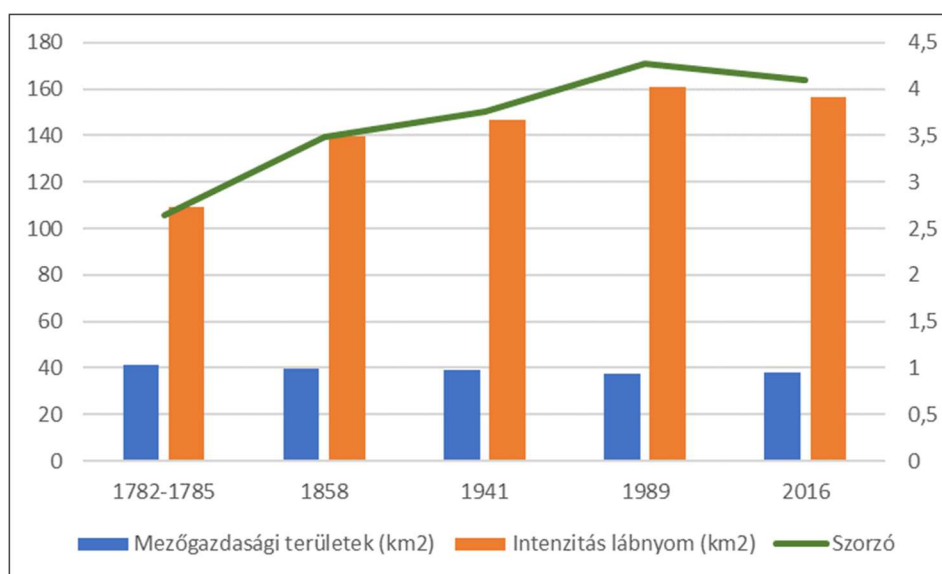
A felhasznált műtrágya mennyisége a rendszerváltáskor drasztikusan csökkent, azóta enyhe növekedést mutat. A visszaesés oka a műtrágya jelentős drágulása, a termelőszövetkezetek megszűnése és a privatizált gazdaságokban a tápanyagok kevésbé hatékony pótlása volt. A termésátlagok az 1990-es évek elején csökkentek, később hektikusan ingadoztak, majd 2013-tól kirajzolódik egy növekvő tendencia. A búza termésátlaga 5,4 t/ha volt 2016-ban. Ez meghaladja a tervgazdasági rendszerben elért hozamokat, annak ellenére is, hogy a műtrágyafelhasználás kevesebb, mint a felére esett vissza. Ez az észszerűbb tápanyagutánpótlásnak és a precíziós gazdálkodás terjedésének köszönhető. Napjainkban a

műtrágya egy részét célzottan, lombtrágyaként juttatják ki a kedvezőbb felszívódás érdekében, csökkentve ezzel a szükséges vegyszerek mennyiségét. A szervestrágya felhasználásában csökkenés, majd stagnálás jellemző. A talajok tápanyagkészlete fogy, mert a kivett mennyiséget nem pótolják megfelelően. Az állatállomány csökkenése miatt kevesebb a szervestrágya.

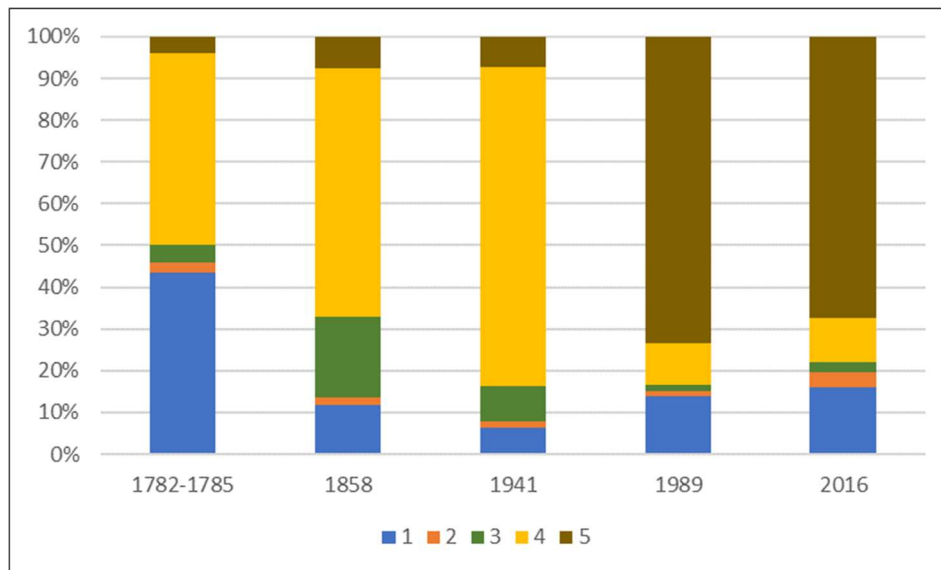
Az intenzitás-lábnym rendszerváltás utáni csökkenésének oka a szántók kis mértékű visszaszorulása, valamint ezzel párhuzamosan az erdők, faültetvények arányának növekedése. A mintaterületen leginkább a szántók és erdők egymáshoz viszonyított aránya határozza meg a mezőgazdasági területek összintenzitás értékét. Mivel a többi területhasználati kategória kiterjedése nem változott lényegesen, intenzitásváltozásuk nem játszott jelentős szerepet a mintaterület intenzitás-lábnymának alakulásában.

A kiindulási (1782–1785) és a végső (2016) állapot közötti eltérések (7. ábra, 8. ábra) összevetésével is igazolható az intenzitás növekedése, ugyanis az egykori, jelentős kiterjedésű erdőtömbök helyét leginkább szántók vették át. A térképeken pirossal jelöltük ezeket a területeket, legszemléletesebben a mintaterület északi és déli részén figyelhető meg ez a jelenség. Azonban látható néhány olyan folt is, amelyeknél jelentős intenzitáscsökkenést tapasztaltunk. A korábbi szántóföldeken, illetve a szőlőhegyeken telepített vagy spontán módon létrejött erdők, illetve faültetvények az extenzívebb mezőgazdasági művelés felé mutatnak. Tájökológiai szempontból ezt kedvező jelenségnek tekinthetjük, mert ezáltal növekszik a foltok közötti konnektivitás, mivel ezek az emberi jelenlét által kevésbé érintett, viszonylag háborítatlan területek több fajnak is élőhelyet biztosítanak és sok esetben megkönnyítik a mozgásukat. Ezenkívül a talaj vízmegkötő és szervesanyag-raktározó képessége is növekszik, az erózióknak való kitettség pedig csökken. Stagnálást leginkább az északi és déli területeken elhelyezkedő, kiterjedtebb erdőtömbök esetében figyelhetünk meg, mivel ezek mindkét térképen 1-es értékkel szerepelnek.

Összefoglalásként megállapítható, hogy az intenzívebben művelt területek kiterjedése jelentős mértékben nőtt a vizsgált időszak során, valamint az alkalmazott agrotechnológia is egyre inkább belterjesebbé vált. Azonban az utóbbi évtizedek során megjelent egy ezzel ellentétes irányú folyamat is, ez pedig valamelyest csökkentette az intenzitás-lábnym mutatót a mintaterület egészére vetítve, viszont ez egyelőre csak lokális léptékben hat.

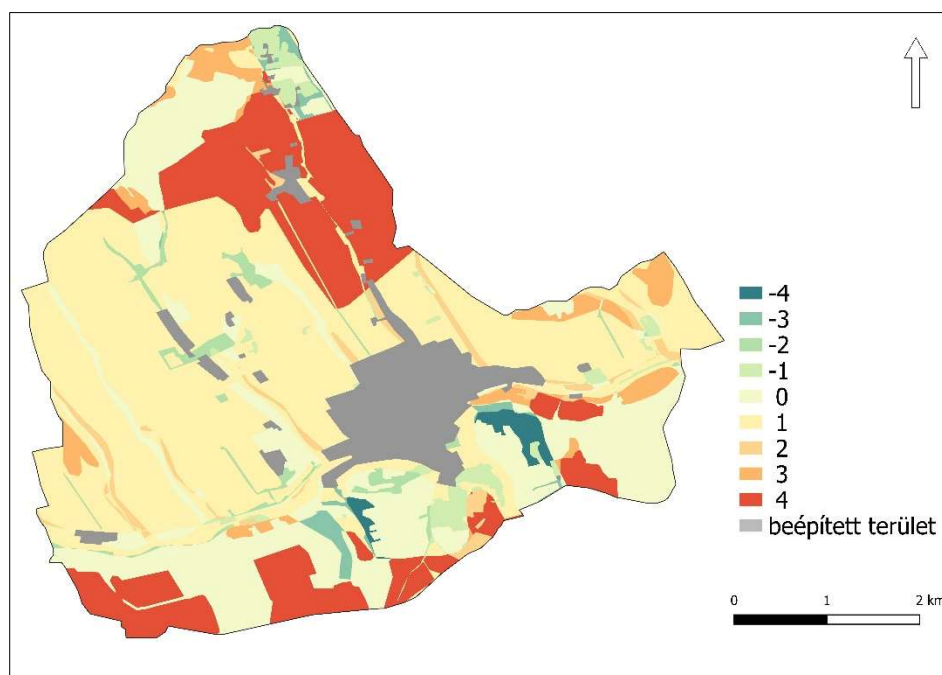


5. ábra A tájhasználat intenzitásának változása 1782–2016 között (saját szerkesztés)  
Figure 5. Changes in land use intensity in the studied period (by Gergő Németh)



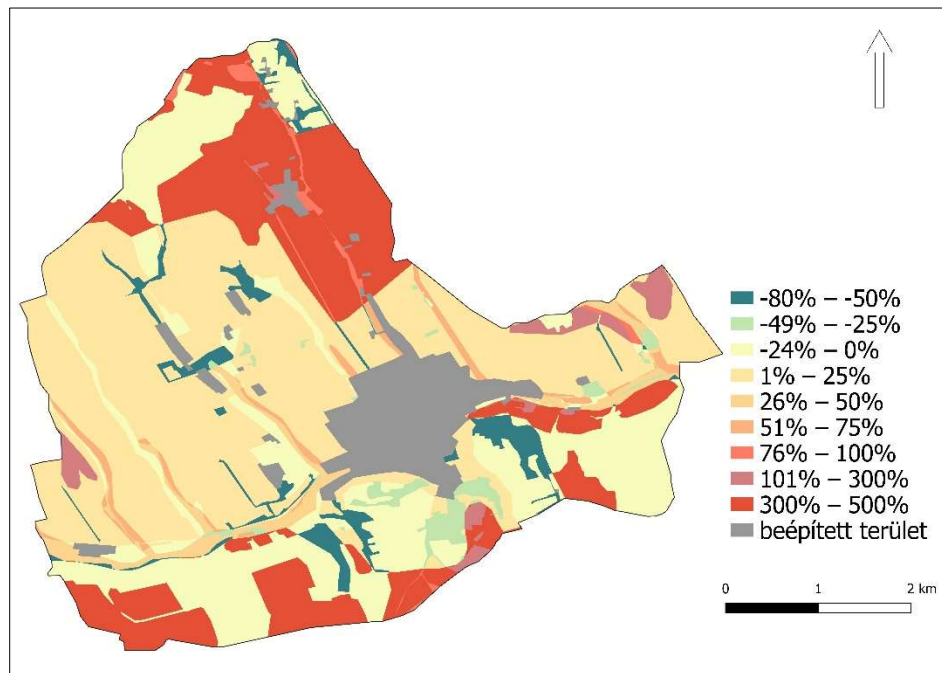
6. ábra Egyes osztályokba (ld. 1. táblázat) sorolt területek aránya a mezőgazdasági területekhez viszonyítva (1782-2016 között, %) (saját szerkesztés)

Figure 6. Areal proportion of the individual classes (see Table 1) to the agricultural areas (by Gergő Németh)



7. ábra: Az intenzitás-lábnyom változásának összevetése a kiindulási (1782–1785) és a végső (2016) állapot között, az osztályok közötti különbségek feltüntetésével (saját szerkesztés)

Figure 7. Comparison of intensity footprint between the initial (1782–1785) and the final (2016) states, showing differences among classes (by Gergő Németh)



8. ábra: Az intenzitás-lábnyom változásának összevetése a kiindulási (1782–1785) és a végső (2016) állapot között, az osztályok közötti százalékos eltérések alapján (saját szerkesztés)

Figure 8. Comparison of intensity footprint between the initial (1782–1785) and the final (2016) states, based on percentage differences among classes (by Gergő Németh)

### Következtetések, optimalizálási javaslatok

Vizsgálatunk eredményei egy, a mainál kedvezőbb földhasználati modell alapjául szolgálnak, melynek segítségével az egyes művelési ágak közötti ellentmondásokat, konfliktusokat szeretnénk mérsékelni, illetve egy olyan tájat kialakítani, amelyben a természetvédelem és a gazdaság érdekei egyaránt érvényesülnek, valamint növekszik a táj esztétikai értéke is. Részben a földhasználati arányok és a tájmintázat megváltoztatásával, részben technológiai szemléletváltással megoldásokat lehetne találni a mező- és erdőgazdálkodás környezeti problémáira is.

A modell legfontosabb eleme az erdők kiterjedésének legalább 5 százalékponttal történő növelése. Így a mintaterület negyedét borítaná fás vegetáció. Új erdők telepítése javítja az ökoszisztéma-szolgáltatásokat (a légköri szén-dioxid megkötését a fákban és az erdő talajában, a biodiverzitást, a meredek lejtőjű szántóföldek vízeróziójának mérséklését, sőt kordában tartaná a deflációt is). Az erdősítési programot az erősen fragmentálódott erdők közelében célszerű megvalósítani. Ezzel javítható a táj mintázata, valamint az erdő szegélyhosszának csökkenésével a zavarást, a szegélyhatást kevésbé toleráló fajok is kedvezőbb életteret nyernének. A kompaktabb foltokban az erdei klíma sokkal kiegyenlítettebbé válik, ezáltal nagyobb ellenállóképességet tud biztosítani az időjárási szélsőségekkel (aszály, viharok, felhőszakadások) szemben. Az erdők kiterjedésének növelése mellett fontos a minőségük javítása, valamint az ökológiai értékük fokozása is. Napjainkban már megfigyelhetők pozitív tendenciák, ugyanis a tájidegen fajokkal borított elegytelen állományokat fokozatosan felszámolják, majd őshonos, elegyes erdővé alakítják át, például a feketefenyő (*Pinus nigra*), illetve fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) ültetvények esetében. Az invazív fajok gyakran alkotnak elegyes állományt az őshonosokkal, ezeket az erdőket szálaló erdőgazdálkodással lehetne természetközeli tenni (Frank 2012), melynek további előnye az erózió mérséklése, több humusz tárolása, a talajlakó élőlények életfeltételeinek kedvezőbbé válása.

A tájökölógiai kapcsolatokról szempontjából pozitív eredményeket biztosítana, ha kisebb parcellákat alakítanának ki, fás vagy füves mezsgyékkel. Új fasorok, élősvények telepítésénél az adott termőhely adottságainak megfelelő őshonos fajokat kell alkalmazni, például a vizenyős



területeken fűzféléket (*Salicaceae*), fehér nyarat (*Populus alba*) vagy enyves éger (*Alnus glutinosa*), a dombháton pedig leginkább a tölgy (*Quercus*)-, illetve hársfajokat (*Tilia*) célszerű telepíteni. Ezek az élőhelyek a biotóp-hálózat fontos kapcsolóelemeit alkotják, azonban sok esetben az invazív fajok terjedését is segítik, mivel jó fényellátottságú, bolygatatlan területekről van szó. Legártalmasabb a mirigyes bálványfa (*Alnus altissima*), illetve a lágyszárúak esetében a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) és a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*). A fertőzött állományokból el kell távolítani a tájidegen fajokat, valamint folyamatos kontrollra van szükség, hogy az újbóli térnyerésük megakadályozható legyen. Terjedésüknek leginkább a kibocsátó helyek megszüntetésével lehet gátat szabni, ilyenek például az elhanyagolt zártkerti ingatlanok, táblaszegélyek, valamint az alullegeltetett gyepek.

A mintaterület mintázatában a szántók képviselik a mátrixot (54,2%). A nagy kiterjedésű táblák rendkívül kitétek a víz, kis mértékben a szél eróziós tevékenységének. Az évszázadok óta szántóként művelt területeken a termőtalaj és a kedvező talajképző tulajdonságokkal bíró lösz sok esetben teljesen lepusztult, ezáltal a felszínre került a minden szempontból sokkal kedvezőtlenebb pannon meszes homok vagy a homokos-löszös lejtőüledék, ezért földes kopárok alakultak ki.

A 17%-nál meredekebb lejtéssel rendelkező parcellákat nem lenne szabad szántóként művelni, sokkal előnyösebb a gyeppel vagy az erdő művelési ág alkalmazása (Dömsödi 2006). Ezzel csökkenne ugyan a szántóföldön termelt növények mennyisége, azonban a művelt terület egészére vetítve nem csökkenne a produktivitás, mivel a gyeppé alakított területeken állati takarmányt állíthatnának elő.

A szőlő, kert, gyümölcsös művelési ágba sorolt területek aránya (7,6%) megfelelő, kiterjedésüket nem igazán lehet növelni. Ezek a területek nagyrészt kisparcellás házikertek a szőlőhegyeken és a települések belterületén. A kisüzemi szőlőtermesztés és az ehhez kapcsolódó infrastruktúra (pincék, prэшázak, mélyutak) tájtörténeti és tájészttikai szempontból értékesek.

A nedves gyepek kiterjedését már nem lehet érdemben növelni a vízrajzi adottságok miatt, ezeknél a területeknél sokkal fontosabb a minőség megőrzése, illetve javítása, mivel ezek alkotják a legfontosabb ökológiai folyosókat. Művelésük napjainkban általában természetbarát módon történik, sokszor fehér fűz (*Salix alba*) és enyves éger (*Alnus glutinosa*) ligetekkel tarkítottak, jellemzően szarvasmarhákat legeltetnek ezeken az üde réteken.

A Kis-Koppányba torkolló patakok felduzzasztásával lehetőség lenne újabb halastavak kialakítására, a belvízzel veszélyeztetett területek hasznosítására. Árapasztó víztározóként is funkcionálhatnának, a víztöbbletet a szántóföldek öntözésére is lehetne használni. Természetvédelem szempontból a tavak élőhelyként szolgálnának a kételtűek és a vízimadarak számára.

A beépített területek jelentős mértékben terjeszkedtek a vizsgált időszakban, napjainkra elérték a 18. századi kiterjedésük tízszeresét. A beépítettség növekedése negatívan befolyásolja a hidrológiai viszonyokat, mivel csökken a beszivárgás, nő a lefolyás, ezért a völgytalpakon fokozódik az árvíz-kockázat (Deriaz et al. 2019). Ennek mérséklésére az egyetlen megoldás, ha a települések belterületén csökkentjük a burkolt felszín arányát, illetve a vizet minél jobban átengedő megoldásokat alkalmazunk (például térkövezés). Szintén mérsékelné a lefolyást, ha a közterületek növényborítottsága növekedne.

#### Köszönetnyilvánítás

Lóczy Dénes, mint témavezető köszönetét fejezi ki az NKFIH-nak a tájmintázat-kutatásoknak az SNN 125727. számú pályázat keretében nyújtott pénzügyi támogatásáért.



## Irodalom

- Ángyán J. 2003: A környezet- és tájgazdálkodás agroökológiai, földhasználati alapozása: Magyarország integrált földhasználati zónarendszerének kialakítása. MTA Doktora értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő. p. 25.
- Balogh R. 2016: Országfásítás, a Fák Hete és az Országos Erdészeti Egyesület az 1950-es években I. Erdészeti Lapok 151(1): 23–24.
- Bastian, O., Grunewald, K., Syrbe, R.U., Walz, U., Wende, W. 2014: Landscape services: the concept and its practical relevance. *Landscape Ecology* 29(9): 1463–1479.
- Baudry, J., Burel, F., Thenail, C., LeCoeur, D. 2000: A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France. *Landscape and Urban Planning* 50: 119–128.
- Bertalan B. (szerk.) 2011: Emlékkönyv Tab város fennállásának 800 éves évfordulójára. Tab: Tab Város Polgármesteri Hivatala, Tab. pp. 6–8.
- Bertalan B., Gombárné S.A. 2009: Tabi kilátó 11. kötet. Tab Város Polgármesteri Hivatala, Tab. pp. 261–281.
- Cushman, S.A., McGarigal, K., Neel, M.C. 2008: Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators* 8(5): 691–703.
- Csapó T., Baranyai G., Hajdú Z., Lenner T., Zentai Z. 2012: Dunántúl. In: Dövényi Z. (szerk.) A Kárpát-medence földrajza. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 737–769.
- Csipkés M., Nagy L., Szabó K. 2017: Magyarország földhasználatának elemzése rendszerváltozástól napjainkig. Jelenkori társadalmi és gazdasági folyamatok 12(1–2): 141–152.
- Csorba P., Horváth G., Mezősi G., Lóczy D., Mucsi L., Szabó M. 2013: Geoökológiai alapú tájtervezés elméleti és gyakorlati kérdései. Szeged: Szegedi Tudományegyetem.  
[https://regi.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011\\_0025\\_geo\\_3/index.html](https://regi.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011_0025_geo_3/index.html) (2020.09.03.)
- Deriaz, J., Ciglič, R., Ferk, M., Lóczy, D. 2019: The influence of different levels of data detail on land use change analyses: A case study of Franciscan Cadastre for a part of the Pannonian Hills, Slovenia. *European Countryside* 11(3): 298–316.
- Dömsödi J. 2006: Földhasználat. Dialóg Campus Kiadó, Budapest – Pécs. pp. 71–131.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. pp. 462–467.
- Duarte, G.T., Santos, P. M., Cornelissen, T.G., Ribeiro, M.C., Paglia, A.P. 2018: The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. *Landscape Ecology* 33(9): 1247–1257.
- Erb, K.-H., Haberl, H., Rudbeck Jepsen, M., Kuemmerle, T., Lindner, M., Müller, D., Verburg, P. H., Reenberg, A. 2013: A conceptual framework for analysing and measuring land-use intensity. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5: 464–470.
- Forman, R. T. T., Godron, M. 1986: *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York. p. 619.
- Frank N. 2012: A számláló és átalakító üzemmód erdőművelési kérdései. In: Lett, B., Schiberna, E. (eds), *Múlt és jövő III. A folyamatos erdőborítás gazdálkodói szemmel*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 6–12.
- Frisnyák S. 2015: A Kárpát-medence tájhasználati rendszere a 18. században. *Közép-Európai Közlemények*, 8(3): 80–88.
- Gunst P., Lőkös L. (szerk.) 1982: A mezőgazdaság története. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p. 270.
- Haines-Young, R., Potschin, M., Kienast, F. 2012: Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators* 21: 39–53.
- Hóman B. Szekfű Gy. 1928: Magyar történet. VII. k. Királyi Magyar Egyetemi Nyomda, Budapest.  
[<https://www.elib.hu/00900/00940/html/> – 2020.09.03.]
- Jaeger, J. 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115–130.
- Kanyar J. 1967: Harminc nemzedék vallomása Somogyról. Somogy Megyei Tanács Végrehajtó Bizottsága, Kaposvár. p. 584.
- Kercsmár V. 2010: Somogyország hármaskörvénél: a Jaba-völgy. *Természetbúvár Magazin* 65(1): 20–23.
- Klijn, J.A. 2004: Driving forces behind landscape transformation in Europe from a conceptual approach to policy options. In: Jongman, R.E. (Ed.) *The New Dimensions of the European Landscape*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 201–218.
- Kristensen, S.B.P., Busck, A.G., Van der Sluis, T., Gaube, V. 2016: Patterns and drivers of land use change in selected European rural landscapes. *Land Use Policy* 57: 786–799.
- Lóczy D. 2010: Tájdinamika – módszertani fejlemények. *Földrajzi tanulmányok* 5: 11–30.
- McGarigal, K. 2002: Landscape pattern metrics. In: El-Shaarawi, A.H., Piegorisch, W.W. (Eds.) *Encyclopedia of Environmetrics*, 2. John Wiley & Sons, Chichester, U.K. pp. 1135–1142.
- Moser, B., Jaeger, J., Tappeiner, U., Tasser, E., Eiselt, B. 2007: Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology* 22(3): 447–459.
- Riitters, K. 2019: Pattern metrics for a transdisciplinary landscape ecology. *Landscape Ecology* 34: 2057–2063.
- Smith, P. 2013: Delivering food security without increasing pressure on land. *Global Food Security* 2: 18–23.
- Sőreg Á.P., Naár A.T., Naárné Tóth Zs. 2017: Regionális különbségek és árkonvergencia a visegrádi országok termőföldpiacán. *Statistikai Szemle* 95(4): 349–381.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., Doorn, A. van, de Snoo, G.R., Rákossy, L., Ramwell, C. 2009: Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91: 22–46.
- Szilárd J. 1967: Külső-Somogy kialakulása és felszínalakulása. Budapest: Akadémiai Kiadó. pp. 70–74.

- T. Mérey K. 1966: Termelőerők helyzete Somogy megyében a XVIII. században. In: Babics A. (szerk.), *Értekezések, 1964–1965*. MTA Dunántúli Tudományos Intézete. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 323–362.
- Tóth Z., Kismányoky T. 2009: Vetésforgók, trágyázási rendszerek és a fenntartható növénytermesztés összefüggései. In: Berzsényi Z. – Árendás T. (szerk.), *Tartamkísérletek jelentősége a növénytermesztés fejlesztésében: A martonvásári tartamkísérletek 50 éve*. MTA MGKI, Martonvásár., pp. 175–180.
- Tudor, C. 2019: An approach to landscape sensitivity assessment – to inform spatial planning and land management. *Natural England, Worcester, UK*. p. 47
- Túri Z. 2015: A tájszerkezet geoinformatikai módszereinek elemzése alföldi mintaterületeken. Egyetemi doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Debrecen. p. 162.
- Túri, Z., Szabó, Sz. 2008: The role of resolution on landscape metrics based analysis. *Acta Geographica Silesiana, Sosnowiec* 4(1): 47–52.
- Ujváry I. 1914: Mezőgazdaság, állattenyésztés, szőlőművelés, erdészet. In: Csánki D. (szerk.) *Magyarország vármegyéi és városai. Somogy vármegye. Országos Monográfia Társaság, Budapest*.
- Van der Sluis, T., Pedrolí, B., Kristensen, S.B.P., Cosor, G.L., Pavlis, E. 2016: Changing land use intensity in Europe – Recent processes in selected case studies. *Land Use Policy* 57: 777–785.
- Verhagen, W., Van Teeffelen, A.J.A., Compagnucci, A.B., Poggio, L., Gimona, A., Verburg, P.H. 2016: Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landscape Ecology* 31: 1457–1479.

#### Internetes hivatkozások

- http1: <https://www.agrarszektor.hu/noveny/drasztikus-valtozas-tilos-30-hektarnal-nagyobb-tablakban-muvelni-a-novenyt.17235.html> (2019.10.24.)
- http2: <https://map.mbfisz.gov.hu/fdt100/> (2018.11.22.)
- http3: <https://mapire.eu/hu/map/cadastral> (2018.07.15.)
- http4: <https://mapire.eu/hu/map/hungary1941/> (2018.07.25.)
- http5: [https://www.ksh.hu/docs/hun/agraar/html/tabl1\\_4\\_3\\_1.html](https://www.ksh.hu/docs/hun/agraar/html/tabl1_4_3_1.html) (2019.08.15.)
- http6: <http://www.vagyonertekes.hu/publikaciok/28-a-termofold-ertekes-tapasztalatai?start=4> (2019.11.24.)
- http7: [https://piacesprofit.hu/gazdasag/meg\\_mindig\\_olcso\\_a\\_fold/](https://piacesprofit.hu/gazdasag/meg_mindig_olcso_a_fold/) (2019.10.31.)

#### DVD kiadványok

- Első Katonai Felmérés: Magyar Királyság - Georeferált változat: Arcanum Adatbázis Kiadó, 2004
- Magyarország EOTR topográfiai felmérése 1:10000 méretarányban: MÉM Országos Földügyi és Térképészeti Hivatal

## LAND USE AND LANDSCAPE PATTERN CHANGE IN THE EASTERN OUTER SOMOGY HILLS FROM THE MID-18TH CENTURY UNTIL NOW

G. NÉMETH<sup>1</sup>, P. GYENIZSE<sup>2</sup>, D. LÓCZY<sup>3</sup>

<sup>1</sup>University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Geography and Earth Sciences  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: gergotab@gmail.com

<sup>2</sup> University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Geography and Earth Sciences, Department of Cartography and Geoinformatics  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: gyenizse@gamma.ttk.pte.hu

<sup>3</sup> University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Geography and Earth Sciences, Department of Physical and Environmental Geography  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: loczyd@gamma.ttk.pte.hu

**Keywords:** landscape metrics, land-use intensity fingerprint, efficient mesh size index, landscape pattern

Historical changes in the proportions of land use classes and the character of landscape patterns in agricultural hilly regions along with their consequences were investigated beginning with the second half of the 18<sup>th</sup> century. The research covered the analyses and comparisons of archive maps. The changes in the fragmentation of the study area are followed with the help of the efficient grid size index. The most remarkable land-use change that affected the study area is the conversion of forests to arable land. This kind of transformation involves a series of adverse ecological impacts, including reduced biodiversity, weakened ecological connectivity, more rapid runoff from surfaces cleared from forests and consequently accelerated soil erosion rates and increased inundation hazard. In recent decades, however, land use and landscape pattern trends have more favourable from environmental aspects.

## AZ ENERGIATERMELÉS TÁJTÖRTÉNETI SZEMPONTÚ ÁTTEKINTÉSE

SZABÓ Zita, SALLAY Ágnes

Szent István Egyetem, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék  
1118 Budapest, Villányi út 29–43., e-mail: szabo.zita28@gmail.com, sallay.agnes@tajk.szie.hu

**Kulcsszavak:** tájtypus, megújuló energia, területi tervezés, tájtörténet

**Összefoglalás:** Napjainkban a megújuló energiaforrások előretörésével megváltozik a táj szerkezete, az energiatermelés párhuzamos tájhasználatként jelenik meg. Ahhoz, hogy megértsük az energiatermelés és -felhasználás táji hatásait, meg kell vizsgálni történeti szempontból, hogyan változott a táj és az energia viszonya. Cikkünkben a témát az ókortól napjainkig vizsgáljuk tájtypusok szerint. Eredményeinket tájtypusok szerint összegeztük, a hatások kapcsolatát tartósság és kiterjedés szempontjából vizualizáltuk. Eredményeink alapján elmondható, hogy az energiatermelés és -felhasználás táji hatásai jellemzően tartósak, időben előre haladva a lokális hatást először a regionális, majd a globális hatás váltja fel.

### Bevezetés

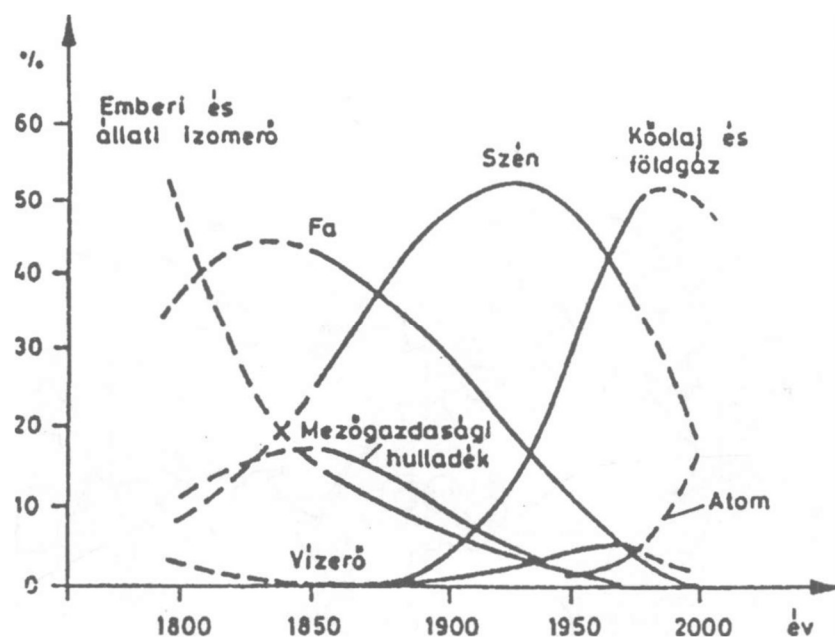
Napjainkban a hatékony és környezetbarát energiatermelési és -felhasználási technológiák egyre inkább előtérbe kerülnek elsősorban a globális felmelegedés miatt (Egyesült Nemzetek Éghajlat-változási Keretegyezménye 2016), ugyanakkor a jelenlegi életszínvonal fenntartásához elengedhetetlen a megfelelő energiaellátás (Vajda 2014). A két állítás szemben áll egymással, hiszen a jelenlegi életszínvonal fenntartásához rendkívül sok energiát használunk fel. A fejlődő országokban ez az energiafelhasználás jóval alacsonyabb (Vajda 2009), de ha ők is elérik a fejlett világ életszínvonalát, akkor az energiaszükséglet többszöröződik, amivel együtt a károsanyag-kibocsátás is.

A tájtervezés szempontjából fontos figyelembe venni az Európai Tájegyezményben a táj kezelésével kapcsolatban megfogalmazottakat: „a társadalmi, gazdasági és környezeti folyamatok által előidézett változásokat irányítsa és összhangba hozza” (European Landscape Convention 2000). Ebből következik: a tájtervezés során rendkívül fontos, hogy lépést tartsunk a technikai-technológiai fejlődéssel és a változó társadalmi igényekkel. Az energiatermelés technikai-technológia fejlődése folyamatos, az ehhez kapcsolódó társadalmi elvárások ezzel összefüggésben folyamatosan változnak (Vajda 2009).

A különböző területi tervezési szinteken egyre fontosabb lenne az energiatermeléshez és -felhasználáshoz kapcsolódó térbeli tervezés. A területi tervezéskor az idő és a tér dimenzióját vizsgáljuk (Péti 2011), így az energiához köthető változásokat is ezekben a dimenziókban érdemes vizsgálni. Az ember a történelem során folyamatosan alakította a tájat, ez a változás az egyre hatékonyabb energiafelhasználáshoz is köthető. Cikkünkben áttekintjük, hogy a természet megfigyelése vagy a technológiai felfedezések, hogyan változtatták meg az energiatermelést és az energia felhasználását – és ezzel együtt hogyan változtatták meg a tájszerkezetét, a tájszerkezet változásait Csemez-féle tájtypus kategóriák szerint ismertetjük. (Csemez 1997)

Az emberiség története során az energiatermelés és -felhasználás folyamatosan fejlődött, ennek eredményeként a tájszerkezetre gyakorolt hatás egyre intenzívebbé vált. Kutatásunkban áttekintjük az energiatermelés mérföldköveit és hatásait a tájra. Az 1. ábrán látható, hogy a 18. századtól kezdve hogyan változott az energiahordozók szerepe az energiamérlegben. Míg a 19. század elejéig az emberi és az állati izomerő dominált, addig a 20. századra a kőolaj, a földgáz és a nukleáris források váltak dominánssá. Ebből az is következik, hogy a tájra gyakorolt hatás szintén változott. Bár a 19. század előtt az izomerő volt a meghatározó, mégis

voltak olyan energetikai vívmányok (pl. vízimalmok, szélmalomok), amelyek jelentősen megváltoztatták a tájat.

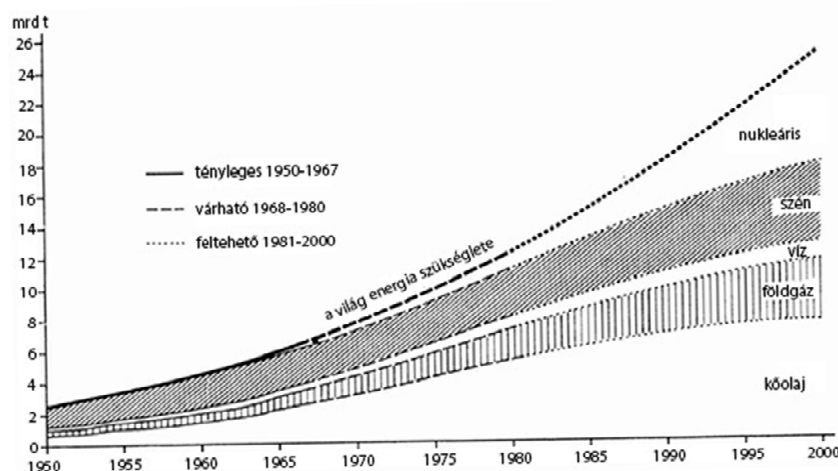


1. ábra Az energiahordozók megoszlása a világ energiamérlegében (Vajda 2009)

Figure 1. Distribution of energy sources in the world energy balance (Vajda 2009)

### Anyag és módszer

Miért kell vizsgálni a tájszerkezet és az energia közötti összefüggéseket? Tájérténeti szempontból a legnagyobb ember által okozott tájszerkezeti változásokat az energiatermeléshez és felhasználáshoz köthető technológiai vívmányok okozták, egyrészt az energiatermeléshez köthető létesítmények mérete és hálózata határozza meg a tájképet. A technológiai fejlődés egyre gyorsabb, ezzel együtt a környezetünkre gyakorolt hatás is nagyobb. Ugyanakkor egyre nehezebben előre jelezhető, hogy mely energiaforrásokat milyen mértékben hasznosítjuk. Ezt bizonyítja, ha összehasonlítjuk az 1960-as években készült primer energiahordozók arányának előrejelzését (2. ábra) a 2009. évi adatokkal (3. ábra). Az energiahordozók között megjelentek a megújulók, amelyek közül az 1960-as években csak a vízenergia kapott kiemelt szerepet.



2. ábra A világ energiaszükséglete energiahordozók szerint (Bischoff 1968)

Figure 2. The world's energy needs by energy sources (Bischoff 1968)

Energiahordozók aránya, %			
Energiahordozó	Világ*	Európai Unió	Magyarország**
kőolaj	38	41	26
földgáz	23	23	43
szén	27	15	14
atomenergia	7	15	14
megújuló	5	6	3

\* biomassa nélkül

\*\* a hiányzó 1%-ot villamosenergia-import fedezi

3. ábra A primer energiahordozó-felhasználás aránya (Vajda 2009)

Figure 3. Ratio of primary energy use (Vajda 2009)

Kutatásunkban történeti korszakokként vizsgáltuk az energiatermeléshez és -fogyasztáshoz köthető technológiai vívmányokat, amelyhez a következő korszakokat különítettük el:

1. Őskor,
2. Ókor,
3. Középkor,
4. Az ipari forradalomtól a 19. század végéig,
5. 20. század,
6. 21. század.

A történelmi újkort három szakaszra osztottuk, mivel az energia szempontjából egyre gyorsulóbb ütemben jelentős változások történtek, amelyek alapvetően változtatták meg a tájat.

A tájváltozásokat tájtípusok szerint vizsgáltuk meg, amelyek felosztását Csemez alapján végeztük el (Csemez 1997) az alábbiak szerint:

1. termelőtáj, amely lehet termőtáj (ezen belül: mezőgazdasági táj, kertgazdasági táj, erdőgazdasági táj) és ipargazdasági táj,
2. lakó (települési) táj,
3. üdülőtáj.

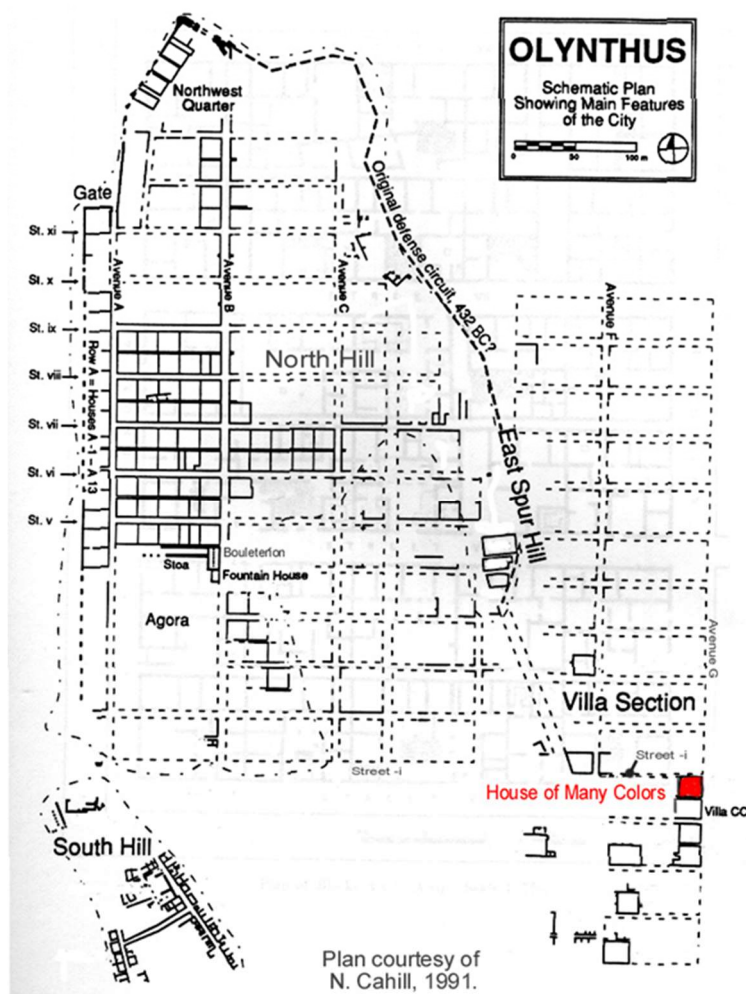
Mivel az energiatermelés története igen sokrétű és szerteágazó, így kutatásunkban kifejezetten a technológiai fejlődésre és a tájra gyakorolt hatásra szorítkozunk. A kutatás külön kiemeli a közlekedéshez kapcsolódó vonalas létesítményeket, mivel a közlekedés az egyik legnagyobb energia felhasználó (Vajda 2009).

## Ókor

Az energia használata alapvetően meghatározza a táj és az ember viszonyát. Az első energia használathoz kapcsolódó felfedezés egyértelműen a tűz volt, régészeti kutatások bizonyítják, hogy elsőként főzéshez használták így növelve az élelem emészthetőségét (Gowlett 2016). A tűzhasználat a természet megfigyelésén alapul: természetes úton keletkezett tüzek után figyelhették meg a megmaradt állati maradványokat, amelyet elfogyasztottak. A tűzhasználatra az archeológusok folyamatosan keresnek bizonyítékot, az étel elkészítése mellett a fűtési hasznosítás nyomait a hidegebb éghajlaton keresik. A leletek között vannak elszenesedett növényi anyagok (MacDonald 2017), amelyek azt bizonyítják, hogy elkezdtek az éghető növényi anyagok gyűjtését, később fát vágni, ezzel beavatkoztak a tájba, igaz minden bizonnyal kis mértékben. Tehát az őskorban még nem különböztetünk meg tájtípusokat. A hatás a lakó tájra terjed ki és mértéke elhanyagolható. Jelentős táji hatás az ókortól figyelhető meg.

Az első városok jellemzően a folyók mentén jöttek létre Mezopotámiában és Egyiptomban (Mumford 1961), ez részben a hatékony energiahasznosítás miatt történt: egyrészt az áradás segítette a mezőgazdasági termelést, az öntözés hatékonyabbá válásáig a természet energiáját használták fel, másrészt a víz és a szél energiáját felhasználva tudtak közlekedni (Vajda 2009).

A víz és a szél mellett a nap energiájának is fontos szerepe volt, a benapozás mértéke befolyásolja a mesterséges fényforrások használatának mértékét, hidegebb évszakokban segíti a ház fűtését. Ehhez kapcsolódóan először az ókori Athénban alakítottak át házakat Szókratész javaslatai alapján, majd egy teljes települést, Olynthust építették meg, úgy tájolva az utcákat, hogy az épületek fel tudják használni a déli fekvés előnyeit (4. ábra). Kínában már 6000 évvel ezelőtt, a neolitikumban a házak ablakait a déli oldalra építették, 2000 évvel később a várostervezők már tudatosan jelölték ki egy-egy város főútvonalát kelet-nyugati irányba, hogy a hidegebb hónapokban fel tudják használni a napenergiát az épületek fűtésére (Perlin 2013). Ezek a példák egyértelműen bizonyítják, hogy az energiafelhasználás fontos szerepet játszott a városok térszerkezetének kialakításában, ennek eredménye a tájszerkezetre gyakorolt hatás.

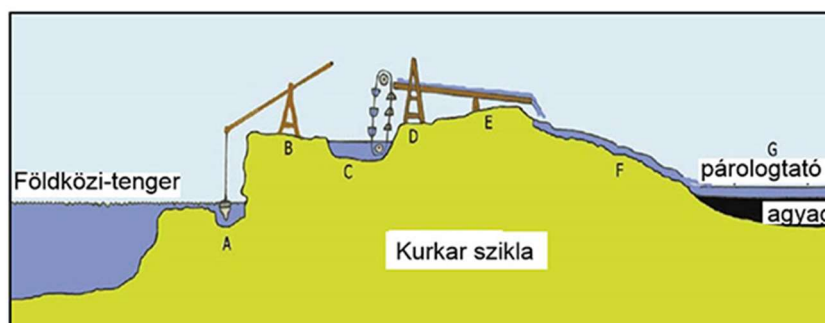


4. ábra Olynthus sematikus terve (Cahill 2000)

Figure 4. Schematic plan of Olynthus (Cahill 2000)

A napenergia hasznosításnak azonban voltak további módjai is. Többek között a mai Izrael területén a 19. század tárták fel a mediterrán partokon található ókori sólepárlókat (5. ábra). A tengerpartokon ez a technikai vívmány jelentős beavatkozást jelentett, hiszen egy több medencéből álló építményt kellett kialakítani a megfelelő működésükhöz (Galili és Arenson 2017).





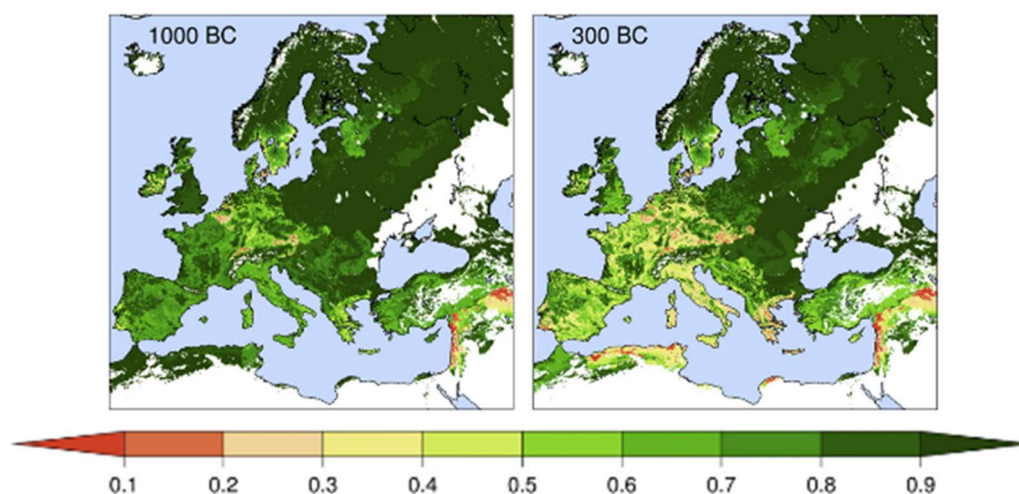
A: tengervíz kút B: tengervíz kút "shaduf" C: gyűjtő medence  
D: lánckötél és szíjtárcsás emelőszerkezet E: továbbító csatorna fából  
F: sziklába vájt továbbító csatorna

5. ábra A sólepárló építményeinek sematikus rajza (Galili és Arenson 2017)

Figure 5. Schematic drawing of the structures of the distillery (Galili és Arenson 2017)

A szélenergia hasznosítása elsőként keleten jelent meg: India, Tibet, Afganisztán és Perzsia területén. Vita van arról, hogy mikor kezdték el használni az első szélmalomokat, mivel az írásos emlékek másolatokon maradtak fent, ezért a szövegek és ábrák módosulhattak. Az időszámítás előtti 1. században élt Alexandriai Héróntól maradtak fenn az első biztosan azonosítható rajzok. A malomokat vízpumpálásra használták a mezőgazdasági kultúrák öntözéséhez (Sheperd 2014). A szélenergiával bizonyosan már az ókorban növelték a víznyerés hatékonyságát, ezzel növelve a mezőgazdaság lehetőségeit, amely jelentős tájszerkezeti változást okozott.

Az ókori Római Birodalom már visszafordíthatatlan nyomokat hagyott hátra a tájban. A fa volt az elsődleges erőforrás. Ezt használták a háztartásban főzésre, fűtésre, világításra. Fa volt az alapanyaga a hajóknak, amelyek az egyik legfontosabb közlekedési eszközök voltak. A római kori erdőirtás elsősorban a tűz alkalmazásának volt köszönhető, a fa, mint tüzelőanyag használatának az ipari folyamatoknál pl. tégláégetés (Wertime 1983). Az erdőirtás olyan jelentős mértéket öltött a Római Birodalom idején (6. ábra) – nemcsak a felsorolt használat miatt –, hogy már visszaerdősítésre is szükség volt (Hughes 1996). Az ipar és a fa, mint energiaforrás intenzív használatát leletek is bizonyítják: Sallèles d'Aude közelében feltártak egy kerámia üzemet, amely az 1. és a 4. század között működött. A 15 kemence működtetéséhez kezdetben évente 360 m<sup>3</sup> tűzifát használtak el, ami a 4. századra lecsökkent 132 m<sup>3</sup>-re (Grüll 2017).



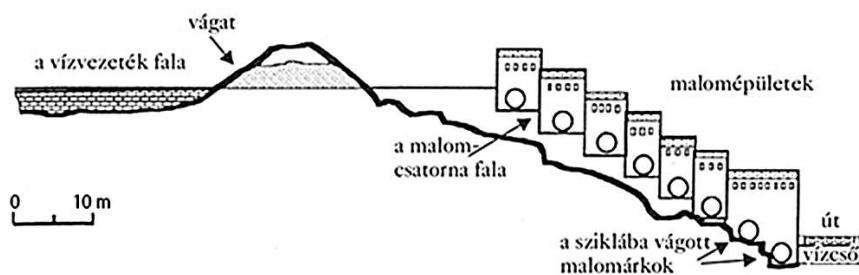
6. ábra Erdőterületek arányának változása az i.e. 1000 és i.e. 300 között (Kaplan et al. 2009)

Figure 6. Changes in the proportion of forest areas between 1000 BC and 300 BC (Kaplan et al. 2009)

Már az ókorban megépültek az első úthálózatok, ezek természetesen még elsősorban az állati izomerőt használták. Az első hálózatot Perzsiában építették (Lendering 2002), azonban Kínában, Indiában is építettek utakat már az ókorban (Benson és Lay 2019). Európában a rómaiak voltak ebben úttörők, úthálózatuk Nagy-Britanniáig terjedt, amelynek nyomait Magyarországon is megtaláljuk (Tóth 2004). A hatékony energiahasználathoz köthető a kor másik jelentős vonalas művi létesítménye, a vízvezeték, amely a gravitációt használta fel, hogy a települések tiszta ivóvízhez jussanak (Taylor 2012). Az egyik legismertebb és legnagyobb vízimalom komplexum a barbégali vízimalom (7–8. ábra), amely nemcsak ivóvizet szállított, hanem a vízimalmok működését is biztosította. A komplexum 60 km hosszú volt és naponta 450 000 m<sup>3</sup> vizet szállított (Grüll 2017). Az utak és a római kori vízvezetékek maradványai ma is felelhetők, tájtörténeti szempontból ezek voltak az első vonalas létesítmények, amelyek maradandó tájalakító hatást gyakoroltak. A római korban a legfontosabb energiaforrások az emberi és állati izomerő, illetve a fa és a faszén voltak, vannak írásos források, amelyek említik a napenergiát, a geotermikus hőt, a kőszén és a kőolajat is, de ezek jelentősége elhanyagolható lehetett (Grüll 2017).



7. ábra A barbégali vízimalom-komplexum környezete (Grüll 2017)  
Figure 7. Surroundings of the Barbégali Watermill Complex (Grüll 2017)



8. ábra A barbégali malomkomplexum vízellátása (Grüll 2017)  
Figure 8. Water supply of the Barbégali Watermill Complex (Grüll 2017)

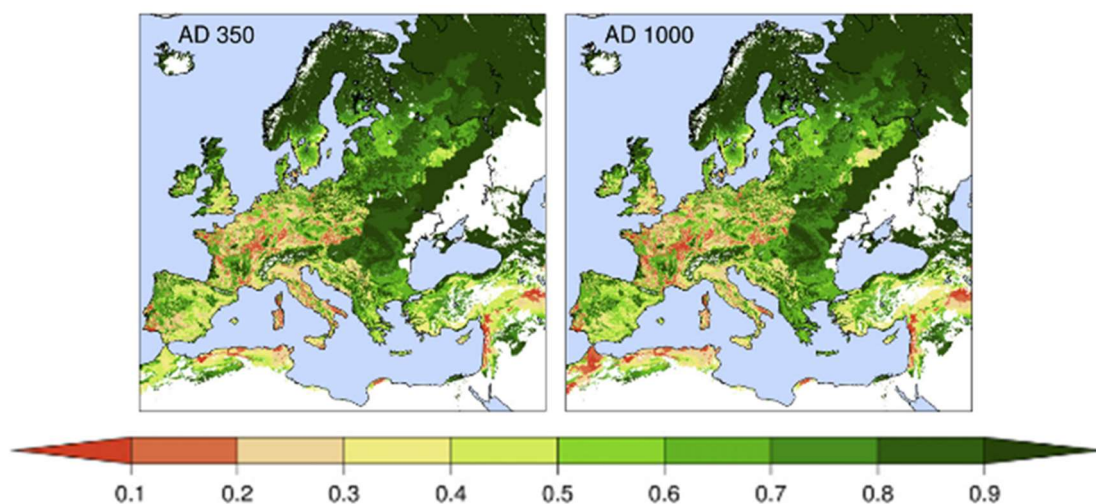
Az ókorban mind a három tájtípusra maradandó hatást gyakoroltak az energiához kapcsolható létesítmények. Ismertettünk példákat a termőtájjal kapcsolatban, a lakó- és üdültő tájon pedig a termőtájon kitermelt energiaforrást hasznosították. Ebben a korszakban az elsődleges erőforrás az emberi és az állati izomerő volt, amelynek teljesítménye nagyon alacsony: az ember huzamosabb ideig 0,05-0,07 lóerő (LE) teljesítményre, míg egy ló nagyságrendileg ennek 15–20-szorosára képes (Grüll 2017). Ami azonban nem lebecsülendő, hiszen jól szervezett munkával és a rendelkezésre álló erőforrások hatékony felhasználásával

hatalmas objektumokat tudtak megépíteni, mint például az egyiptomi piramisok (Mumford 2000).

### Középkor

A középkor visszalépést jelentett a Római Birodalom bukása után Európában, amely mellett két másik esemény is visszavetette a fejlődést: ekkor volt a kis jégkorszaknak nevezett időszak (Büntgen et al. 2011), valamint pestisjárványok is sújtották a kontinenst (Little 2007), ezek visszavetették a fejlődést, illetve az energiatermeléshez kapcsolódó ókori vívmányok feledésbe merültek. Azonban van néhány olyan, az energiatermeléshez és -felhasználáshoz kapcsolódó technológiai vívmány, amely hatást gyakorolt a tájra. A középkornak három része volt: koraközépkor (5–10. század), érett középkor (11–14. század) és késő középkor (14–15. század).

A középkorban csakúgy, mint az ókorban az elsődleges erőforrás az emberi és az állati izomerő mellett a fa és a faszén volt (Malamina 2013), ezek mellett a vízimalmok és a szélmalmok játszottak jelentős szerepet. A kora középkor végén kezdődtek meg újra a Római Birodalom bukása után jelentősen lecsökkent erdőirtások, amely az elsődleges erőforrás, a fa iránti igénynek volt köszönhető (9. ábra). Érdekes kiemelni Izlandot, amit a 9–10. század fordulóján hódítottak meg. A hódításkor a halászat és a mezőgazdaság mellett az erdő uralta a tájat. A vízparttól a hegyvidékig erdősült volt a táj. Ma a sziget kevesebb, mint 1%-át erdő, és kevesebb, mint 25%-a borított vegetációval (Smith 2010). A 7. ábra mutatja be az erdősültség középkori alakulását, látható, hogy nem drasztikusan, de csökkent az erdőterületek aránya.



9. ábra Erdőterületek arányának változása 350 és 1000 között (Kaplan et al. 2009)

Figure 9. Changes in the proportion of forest areas between AD 1000 and AD 300 (Kaplan et al. 2009)

Mind a szél-, mind a vízimalmok már megjelentek a kora középkor idején, de elterjedésük az érett középkorra tehető. A szélmalmok Európában az első ezredforduló környékén terjedtek el tengerparti területeken, ma már rendelkezésünkre álló meteorológiai adatokból tudjuk, hogy a tengerpartokon a szél erőssége nagyobb és állandó (Bilgili et al. 2011). Az első szélmalmokat Franciaországban, Nagy-Britanniában, a spanyol félszigeten és a mai Benelux államok területén építették (Sheperd 2014). Ezeknek a létesítményeknek egy része meg ma is áll, meghatározó elemei a tájképnek (10. ábra). Ezzel a technológiai vívmánnyal a mezőgazdasági tájra is hatást gyakoroltak, hiszen a gabona feldolgozása gyorsabbá és hatékonyabbá vált.





10. ábra Szélmalmok Calderico Hill (Consuegra), Spanyolország (Rojas-Sola és Amezcua-Oga'yar 2004)  
*Figure 10. Wind mills in Campo de Criptana, Spain (Rojas-Sola és Amezcua-Oga'yar 2004)*

Az Ibériai-félsziget egy része iszlám uralom alatt volt és jelentős eredményeket értek el a mezőgazdaságban. Kifejezetten az energiatermeléshez köthető vívmány, hogy az öntözést vízimalmok segítségével oldották meg. A vízimalmokat már az ókorban is használták, de a mórrok jelentősen növelték a hatékonyságot (Ruggles 2000) (11. ábra).



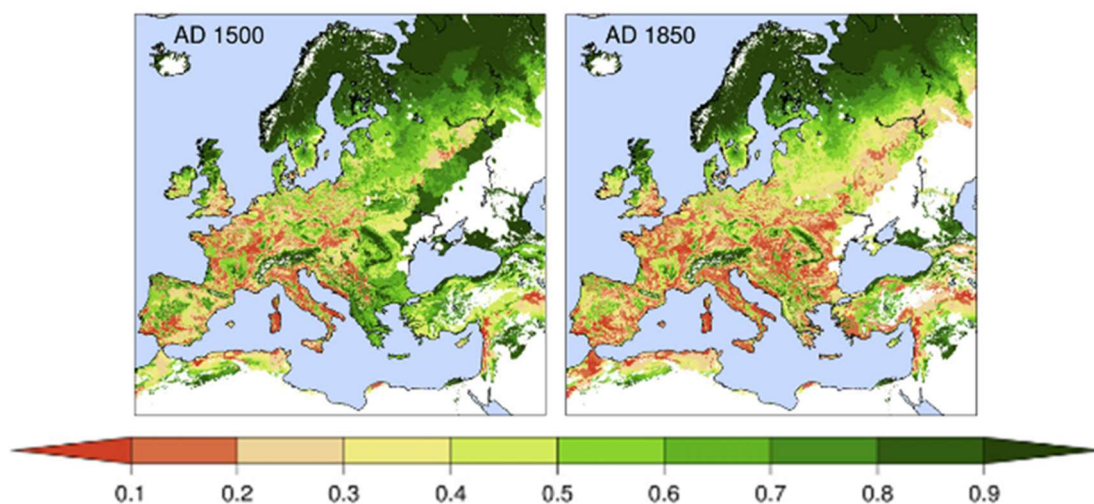
11. ábra Vízialom, Cordoba, Spanyolország (Colm 2007)  
*Figure 11. Water mill, Cordoba (Colm 2007)*

A másik vívmány a nehéz eke feltalálása volt, amellyel a mezőgazdasági területeket könnyebben és jobban meg tudták művelni. Jelenlegi tudásunk alapján nem lehet pontosan meghatározni a nehéz eke feltalálásának helyét és idejét, de a 10. században már széles körben használták Európában. (Andersen et al. 2013). Magyarországon mind írásos emlékek, mind régészeti leletek bizonyítják, hogy a víz jelentős szerepet játszott az energiatermelésben a középkorban. Többek között Döbrököz, Simontornya, Tamási, Berki, Görbő településeken voltak jelentős malmok (Máté és K. Német 2014).

A középkor jóval kisebb nyomot hagyott a tájban, mint az ókor. A Római Birodalom bukása, a pestisjárványok és a klímaváltozás miatt sok technológiai vívmány eltűnt, amelyet lassú fejlődés követett. A termőtájban, így is nagymértékű változás történt. Megjelentek olyan energiához köthető tájlemek, a szélmalomok, amelyek napjainkban is meghatározói a tájképnek.

### Az ipari forradalomtól a 19. század végéig

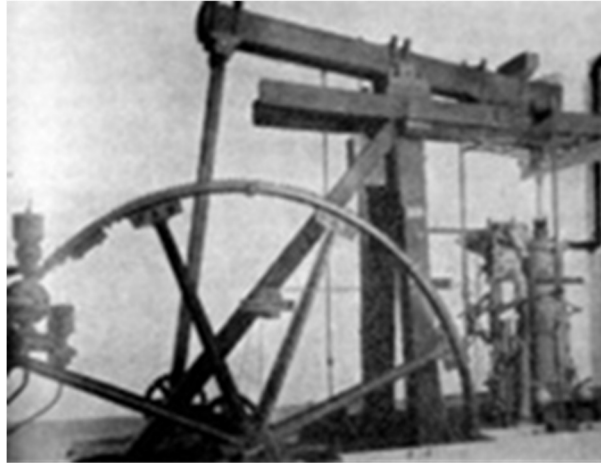
Az iparosodás alapvető változást hozott az energiatermelésben és -felhasználásban, mivel a fát és a faszenet felváltotta a kőszén, mint elsődleges energiaforrás. Az erdőirtás azonban ekkor is jelentős volt – az ókorhoz és a középkorhoz képest jóval drasztikusabb a változás (13. ábra). A szenet az ókorban is használták, Nagy-Britanniában, amelyre archeológiai bizonyítékok is szolgálnak (Smith 1997), de a 16–17. században vált a legfontosabb energiaforrássá. Ez egyrészt az egyre gyorsabb iparosodásnak köszönhető, a növekvő népesség és ipari felhasználás miatt egyre több energiaforrásra volt szükség (Dyer 1976). Másrészt a jó minőségű feketeszen fűtőértéke elérheti a fa fűtőértékének négyszeresét (Stremke 2010).



12. ábra Erdőterületek arányának változása az iparosodás 1500 és 1850 között (Kaplan et al. 2009)

Figure 12. Changes in the proportion of forest areas between AD 1500 and AD 1850 (Kaplan et al. 2009)

Az iparosodás felgyorsulásához alapvetően hozzájárult, hogy James Watt a 18. században feltalálta a gőzgépet (14. ábra). Bár a gép eredete egészen az ókorig nyúlik vissza, Watt fejlesztésének köszönhetően vált elterjedté. A 19. század elején már a vasútvonalak megépítése is elkezdődött, bár először kétkedve fogadták Stephenson találmányát mezőgazdaságra és az utazókra gyakorolt esetleges negatív hatások miatt (Vladár 2006). A szén és a gőzgép elterjedésével megjelentek a nagy területű bányák (15. ábra), mint tájsebek. Újabb vonalas elem terjedt el az utak mellett, a vasúthálózat. A szenet, mint energiaforrást már ismerték az ókori Kínában is, ezt igazolják Belső-Mongoliában és Kína északi részén végzett régészeti kutatások (Dodson 2014), de a nyersanyag elterjedése a gőzgép megjelenésével gyorsult fel, és terjedt el világszerte.



13. ábra Gőzgép (Mende 1936)  
Figure 13. Steam-engine (Mende 1936)



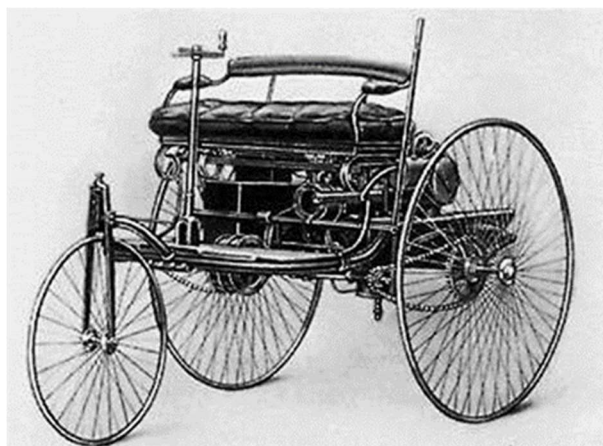
14. ábra Francia bányakatasztrófa (Anonymus 1906)  
Figure 14. French mine disaster (Anonymus 1906)

Az iparosodás időszakában már a települések szerkezete is egyre bonyolultabbá vált, megjelentek a térelméletek, amelyek a városok térszerkezetét vizsgálták. Kutatásunk szempontjából jelentősek a gazdasági térelméletek, amelyek nemcsak a településeket, hanem a környezetüket is vizsgálták. Az első ilyen modell Thünen (Csanády et al. 2008) nevéhez fűződik, ahol még a mezőgazdasági termelés állt a középpontban. Weber (Csanády et al. 2008) elméletében már az optimális telephely-kiválasztás a térszerkezeti modell alapja. A közlekedés és a szállítás fejlődésével az ideális telephely kiválasztásánál kulcsszerepet játszik a nyersanyag és a fogyasztási cikk szállításának költsége (Csanádi et al. 2008), tehát már elméleti szinten is megjelenik a város és környezetének viszonya.

Fontos megemlíteni néhány olyan technológiai felfedezést, amelyek 19. században jelentek meg, de hatásuk a 20. században vált igazán meghatározóvá. A geotermikus energia első ipari hasznosítása a 19. században, Olaszországban jelent meg, de az energiaforrást már az ókortól



használták, ezt régészeti leletek is igazolják (Lund et al. 2007). Bár a petróleumot már korábban is használták, az első kereskedelmi kőolajkút megnyitása 1859-ben történt az Amerikai Egyesült Államokban (Mir-Babayev 2012). Benz 1886-ban helyezte üzembe az első belsőégésű motorral hajtott automobil (Deffree 2019). A 19. század második felében Algériában használtak elsőként napenergiát gőzgép hajtására, a szerkezetet Augustin Mouchot találta fel (Gordon 2001). A 19–20. század fordulóján Magyarországon elkezdett terjedni a villamos áram felhasználása a transzformátor feltalálásának köszönhetően (Antal 2013). Az első vízierőművet, amely villamos áramot termelt 1882-ben helyezték üzembe Wisconsin államban, az Amerikai Egyesült Államokban (Cech 2010).



15. ábra Benz által tervezett első automobil (Deffree 2019)  
Figure 15. The first car designed by Benz (Deffree 2019)

## 20. század

A 19. század vége megalapozta az energiatermelés és -felhasználás fejlődését. Az térelméleti alapok is átalakultak a 20. századra. A század elején Lösch és Christaller elmélete nemcsak az ideális telephely kiválasztását vizsgálta, hanem a telephely termelő kapacitása növekedésének lehetőségét, a piac terjedését a térben (Csanádi et al. 2008). A 20. század második felében terjedtek el a növekedési póluselméletek. Itt már nem a földrajzi tér állt elsősorban a központban, mint a 19. században, hanem a gazdasági tér és ennek földrajzi térhez való viszonya. A 20. század második felében az új gazdasági térelméletek már nemcsak regionális szintű hatásokat vizsgálták, hanem a világméretűeket is (Csanádi et al. 2008). Az energiához kapcsolódó tájhasználati változások tehát nemcsak helyi vagy regionális szinten jelentősek, hanem globális szinten is. A 20. században új energiahordozók terjedtek el, amelyek új objektumok, új vonalas művi elemek megjelenését idézték elő a tájban. Ebből a századból kiemelünk néhány jelentős technológiát, mivel az elérhető energiahordozók ebben a században váltak igazán széleskörűvé.

A 20. században a tájszerkezetet alapvetően megváltoztatták a művi vonalas létesítmények, amelyek nagyrészt az energiaszállításhoz és az energiafogyasztáshoz köthetőek. Energiaszállító vonalas létesítmények a csővezetékek és a villamosvezetékek. A közlekedéshez, az egyik legnagyobb energiafogyasztóhoz, tartoznak az utak és a vasutak, amelyek vonalai szintén gyors léptekkel fejlődtek a 20. században. Az elektromos áram és a belsőégésű motorral hajtott járművek elterjedése alapvetően változtatta meg az energia elérhetőségét és felhasználást, és ez a tájszerkezetre is maradandó hatást gyakorolt.

A 20. században két jelentős energiahordozó is megjelent: a kőolaj és a földgáz. A földgázt a kőolajhoz hasonlóan az ókorban is már használták, első említése Irán területéről származik, de Kínában is használtak i.e. 900 körül. Az első kereskedelmi kutat az Egyesült Államokban létesítették 1821-ben, de sokáig a használat lokális maradt, mivel hiányzott a megfelelő

szállítási technológia egészen 1890-ig, amikor az első földgáz-vezeték megépítették (Carruthers et al. 2019). A kőolaj esetében is ugyanezt a technológiát használták, az acélból készültek csövek alkalmasak voltak a földgáz és a kőolaj olcsó és gyors szállítására (Liu 1998), így a használat a 20. századra globálisan befolyásolta az energiatermelést és az energiafelhasználást (14. és 15. ábra). A csővezetéknek, mint vonalas létesítményeknek, negatív hatása van az élőhelyekre, hatással vannak a talajvízre, sérülés esetén komoly szennyező források.

A magyar villamoshálózaton keresztül bemutatjuk, hogy a 20. században mind az energiatermelő objektumok száma, mind a hozzájuk kapcsolódó energiaszállító művi vonalas létesítmények kiterjedése jelentősen megnövekedett. 1888-ban Mátészalkán kezdődött el a magyar villamoshálózat története, amikor a Szalkai család a gyárüzemükből a család lakóházához vezette a villamos áramot. A 19. század végétől nagyrészt így indult meg a villamosítás decentralizált formában: helyi üzem szolgáltatja az áramot a településeknek vagy a helyi tanács létesített villanytelepet (Anonymus 2011). Az igazi áttörés a második világháború után következett, amikor sorra épültek a nagy kapacitású erőművek, a legfontosabbakat az üzembe helyezési idejük szerint táblázatba foglaltuk (1. táblázat). Összehasonlításként érdemes megemlíteni, hogy az első vízerőmű 1900-ban kezdte meg működését, a Rába folyón, az ikervári erőmű kezdeti teljesítménye 600 kW volt, ma már a korszerűsítéseknek köszönhetően 2280 kW (Kádár 2010).

1. táblázat A fontosabb Magyarországi erőművek üzembe helyezésének ideje és teljesítménye

Table 1. Hungarian power plants with starting of operation and capacity

Település	Üzembe helyezés ideje	Fűtőanyag	Teljesítmény (MW)
Lőrinci	1953	kőolaj	173
Inota	1954	barnaszén	200
Dunaújváros	1956	kőolaj, földgáz	84
Berente	1957	biomassza	200
Ajka	1962	földgáz	216
Oroszlány	1963	barnaszén, biomassza	200
Pécs	1966	földgáz, biomassza	215
Tatabánya	1967	barnaszén, földgáz, biomassza	100
Kispest	1971	barnaszén, földgáz	110
Visonta	1973	lignit, biomassza	950
Százhalombatta	1976	kőolaj, földgáz	1290
Tiszaújváros	1979	kőolaj, földgáz	900
Paks	1986	nukleáris	2000
Kelenföld	1996	kőolaj, földgáz	136
Lítér	1998	földgáz	240
Sajószöged	1998	földgáz	240
Csepel	2000	földgáz	390
Debrecen	2000	földgáz	99
Gönyű	2011	földgáz	430

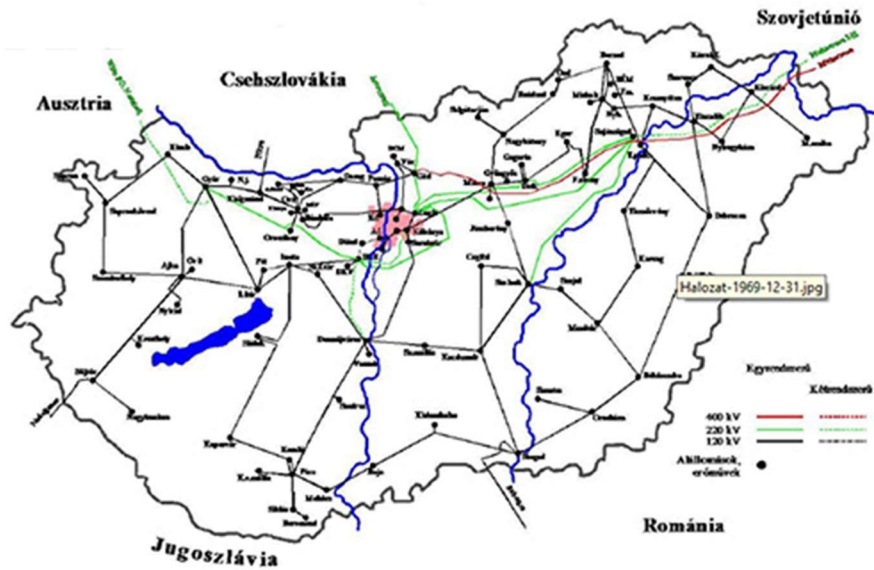
A nagyobb kapacitású erőművek megnyitása mellett a vezetékhálózat fejlesztés is felgyorsult, a nagyfeszültségű vezeték hosszai és kapacitása gyorsan nőtt. A 17–19. ábrák mutatják be az átviteli hálózat fejlődését az 1930-as évektől az 1960-as évekig.



16. ábra Magyarországi villamos hálózat az 1930-as években (Tihanyi 2016)  
 Figure 16. Electricity network in Hungary in the 1930s (Tihanyi 2016)



17. ábra Magyarországi villamos hálózat az 1950-es években (Tihanyi 2016)  
 Figure 17. Electricity network in Hungary in the 1950s (Tihanyi 2016)



18. ábra Magyarországi villamos hálózat az 1960-as években (Tihanyi 2016)

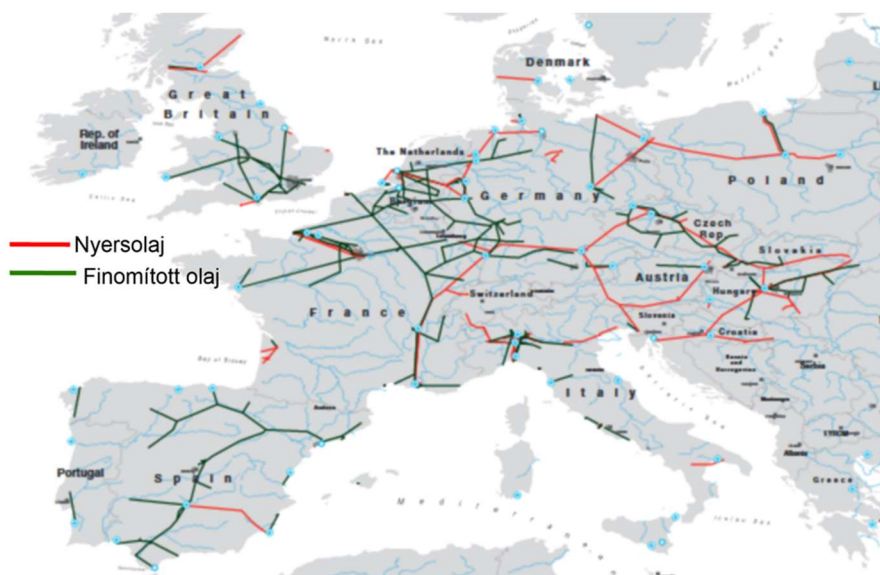
Figure 18. Electricity network in Hungary in the 1960s (Tihanyi 2016)

A villamosvezetékek mellett a csővezetékek is egyre gyorsabban létesültek – a 19. század végétől egyre gyakrabban használt villamos energia előállításához földgázt és kőolajat is elkezdtek felhasználni. A gázturbinák a gőzgéphez hasonló elven működtek. Az első földgázüzemű erőművet a svájci Neuchâtelben 1939 és 1940 között helyezték üzembe (Miser 2015). A motorizáció elterjedésével egyre több kőolaj-termékre volt szükség, így sok helyen a gázüzemű erőmű mellett olajfinomítók is létesültek, Magyarországon Százhalombattán és Tiszaújvárosban. A csővezetékek nyomvonala és a nyomvonal mellett megtalálható, a termelés során használható hűtővíz elérhetősége meghatározta, hogy hol létesültek gázüzemű erőművek és olajfinomítók.



19. ábra Az Európát érintő meglévő és tervezett gázvezetékek (The Economist 2010)

Figure 19. Existing and planned natural gas pipelines across Europe (The Economist 2010)



20. ábra Európai kőolajvezetékek (Anonymus 2019a)  
 Figure 20. European oil pipelines (Anonymus 2019a)

Az első kereskedelmi olajkutak és a belsőégésű motor feltalálása alapvetően változtatta meg a közlekedést a 20. századra. Az első sorozatgyártású gépkocsi, a Ford T-modellje 1908-ban gördült le futószalagról, ma, a 21. század elején csak Magyarországon több mint 3 millió személygépkocsi van forgalomban (Vajda 2009). A művi vonalas létesítmények elterjedését egyrészt segítette a nyersanyag szállításának gyorsabbá és olcsóbbá válása, másrészt a járművek egyre szélesebb körben való elérhetősége.

A szén, a földgáz és a kőolaj mellett megjelent a nukleáris energia is. 1954-ben Obninsk, Szovjetunióban indítottak el az első polgári célú atomerőművet, amely az elektromos hálózatra termelt áramot (Anonymus 2019b). Az atomerőmű teljesítménye jellemzően nagy és állandóan termeli az elektromos áramot. Ezek a technológiai vívmányok alapvetően alakították át az energiatermelést, a kezdetben decentralizált termelés centralizálttá vált (Munkácsy 2018). Ez a hatás térben is jelentkezett: egyrészt egyre nagyobb energiatermelő objektumok épültek, másrészt úthálózatok, villamoshálózatok épültek az energia hatékony és egyre szélesebb körben terjedő felhasználása érdekében. A térbeli hatás egyre jelentősebbé vált, a 19. századi regionális hatás után megjelent a globális hatás.

A 20. század végére világossá vált, hogy a környezetszennyezés miatt a fosszilis energiahordozókat fel kell váltania a megújuló energiaforrásoknak (Egyesült Nemzetek Éghajlat-változási keretegyezménye 2016). Már a múlt század közepén, 1958-ban beindítottak az első geotermikus energiával működő erőművet Új-Zélandon (Lund 2004). Az 1970-es évek derekáig Dániában használtak helyi szinten a szélenergia erőműveket villamos energia előállítás céljából, az olajválság hatására tovább fejlesztették a technológiát (Vestergaard et al. 2004). 1984-ben az első fotovoltai erőművet is üzembe helyezték (Arnett et al. 1984).

## 21. század

A 21. század elsődleges kihívása, hogy csökkentse a károsanyag kibocsátást a globális felmelegedés hatásainak csökkentése érdekében. Ehhez létfontosságú, hogy az energiatermelés és az energiafelhasználás szerkezete megváltozzon. Valószínűsíthető tendencia, hogy az energiatermelés újból decentralizált irányba fog átalakulni (Munkácsy 2018). Ez lehetőséget teremt a térbeli hatások csökkentésére is. Az alábbiakban ismertetünk néhány olyan már létező lehetőséget, amely valószínűleg befolyásolni fogja az energiatermelést és -fogyasztást a jövőben.



A megújuló energiaforrások használatára jó néhány előre mutató példa van. Említhetjük Burgenlandot, amely alapvetően a mezőgazdaságra támaszkodó, legszegényebb osztrák tartomány volt, ma már több mint 400 szélturbina termeli az elektromos áramot (Anonymus 2019c). A mezőgazdaság mellett megjelenő energiatermelés a gazdasági fejlődés egyik kulcsa lehet. Ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy az élővilágra, különösen a madárvilág egyedszámára negatív hatással vannak a szélturbinák (Poirazidis 2017) és a tájképi hatásuk megítélése is vegyes, elsősorban a környező települések gazdasági hasznától függ. A 91 MW villamos áramot termelő Brandenburg–Brittest fotovoltaikus erőmű Németországban, amely 2012 kezdte meg működését egy korábbi katonai repülőterén (Zimmermann 2012). A katonai létesítményeknek jellemzően meg van a megfelelő infrastruktúrája, hogy egy ilyen létesítmény megépítése ne zöldmezős beruházásként kerüljön megvalósításra, hanem új funkciót adjanak egy használaton kívüli területnek.



21. ábra Szélturbinák Burgenlandban (szerzők saját felvétele)  
Figure 21. Wind turbines in Burgenland (authors' photo)

Napjainkban több olyan példát is találunk, hogy városrészeket az optimális energiafelhasználás tekintetbe vételével tervezzék meg. Született már nagyobb tervezési egységre, több települést megújuló energiával ellátó terv is, például a Hollandia déli részén fekvő Margaraten területen részben sikerült megoldani a megújuló forrásból származó energiával való ellátást (Stremke 2009). Bécs város egyik kiemelt fejlesztése Aspern, amely nem csak az áramellátás próbálja meg a legkevesebb szén-dioxid kibocsátással megoldani, de a közlekedés tervezésénél is figyelembe veszik a legoptimálisabb megoldásokat (Anonymus 2019d). A jövőbeni várostervezéskor remélhetőleg ezt az utat választják a tervezők – természetesen az új eredmények figyelembe vételével. Megjelennek a párhuzamos tájhasználatok, amelyek a megújuló energiaforrásoknak köszönhetők. A mezőgazdasági tájban napelemeket, szélturbinákat látunk, amelyek nem minden esetben jelentenek tájhasználati konfliktust. A lakó tájban is láthatunk napelemeket, amelyek az ipargazdasági tájra jellemzőek.

### Eredmények és megvitatásuk

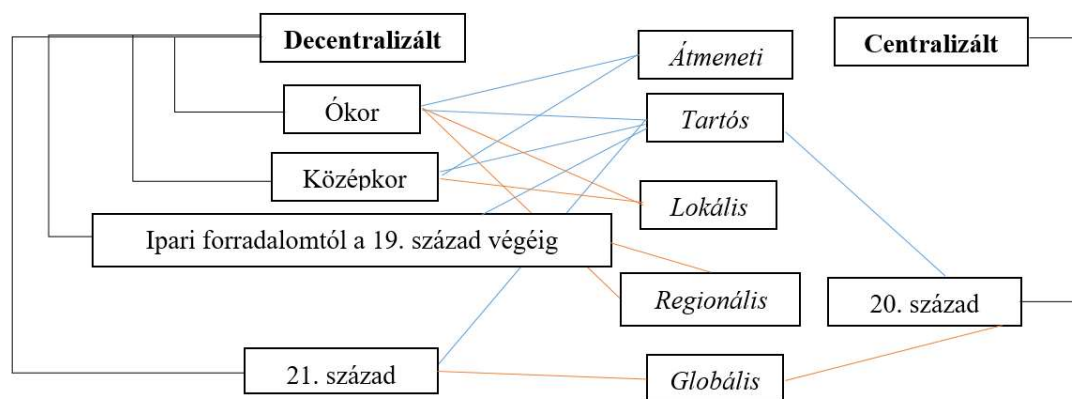
Vizsgálatunkból egyértelműen kiderült, hogy történetileg az energiatermelés és -felhasználás alapvetően befolyásolta a tájszerkezetet. Az energiatermeléshez és -felhasználáshoz kapcsolódó fejlődés jellemzően mindig tartós hatással volt a tájszerkezetre. Az idők folyamán a hatás térbeli



kiterjedése változott meg, míg az ókorban és a középkorban a hatás jellemzően lokális volt, az iparosodás idején már regionális, a 20. században és napjainkban globális (2. táblázat).

2. táblázat Az energiatermelés és felhasználás tájtípusokra gyakorolt hatása Csemez (1997) tájtípusai alapján  
Table 2. Impact of energy production and use on landscape types according to Csemez (1997)

Korszak	Tájtípus		Változás mértéke	Megjelenő objektumok
Ókor	Termelőtáj	Termesztőtáj	Tartós, regionális	Utak, szélmalom, sópároló, vízimalom
		Ipargazdasági táj	Tartós, lokális	
	Lakó táj		Tartós, lokális	
	Üdülőtáj		Átmeneti, lokális	
Középkor	Termelőtáj	Termesztőtáj	Tartós, lokális	Szélmalom, vízimalom
		Ipargazdasági táj	Tartós, lokális	
	Lakó táj		Tartós, lokális	
	Üdülőtáj		Átmeneti, lokális	
Ipari forradalomtól a 19. század végéig	Termelőtáj	Termesztőtáj	Tartós, regionális	Bánya, vasút, olajkút, vízerőmű, villamoshálózat
		Ipargazdasági táj	Tartós, regionális	
	Lakó táj		Tartós, regionális	
	Üdülőtáj		Tartós, regionális	
20. század	Termelőtáj	Termesztőtáj	Tartós, globális	Földgázvezeték, kőolajvezeték, gyorsforgalmi utak, nagyfeszültségű vezetékek
		Ipargazdasági táj		
	Lakó táj		Tartós, globális	
	Üdülőtáj		Tartós, globális	
21. század	Termelőtáj	Termesztőtáj	Tartós, globális	Fotovoltaikus erőmű, szélturbinák
		Ipargazdasági táj		
	Lakó táj		Tartós, globális	
	Üdülőtáj		Tartós, globális	



22. ábra Az energiatermelés tájra gyakorolt hatásainak történeti szemszögű kapcsolatrendszere  
 Figure 22. A system of relations from a historical perspective on the effects of energy production on the landscape

A 20. századra az energiatermelés teljesen átalakult (22. ábra). Míg korábban egy-egy energiahordozó volt egyeduralkodó (az ókorban és középkorban a fa, az iparosodás idején a szén), addig mára a primer energiaforrások diverzifikálttá váltak. Ez azt is jelenti, hogy a különböző energiahordozók hatása a tájra más és más, ez tervezési szempontból egyértelmű kihívást jelent. Bár az energiaforrásokat a 19. század végéig lokálisan használták, ennek ellenére a tájra gyakorolt hatás jellemzően tartós volt és sok esetben regionális jellegű. A 20. század alapvetően változtatta meg az energiaforráshoz való hozzáférhetőséget, mivel a technológiai fejlődésnek köszönhetően, a csővezetékes szállítással mind a földgáz, mind a kőolaj szállítása nagy távolságokban is megoldhatóvá vált. Így a tájra gyakorolt hatás is jóval jelentősebb. Szintén a 20. században vált az elektromosság mindennapossá, amelynek vonalas létesítményei, a magasfeszültségű vezetékek meghatározói a mai tájnak.

#### Köszönetnyilvánítás

A cikk az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-19-3-1 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának szakmai támogatásával készült.”

## Irodalom

- Andersen, T.B., Jensen, P.S., Skovsgaard, C.S. 2013: The Heavy Plough and the Agricultural Revolution in Medieval Europe, Discussion Papers on Business and Economics 6: 69.
- Anonymus 1906: La Catastrophe des Mines de Courrières. In *Le Petit Journal*.
- Anonymus 2010: The abominable gas man. *The Economist*. 2010. október 14. The Economist Newspaper Limited.
- Anonymus 2011: Villamosítás történet. <http://www.szatmarimuzeum.hu/a-muzeumrol/villamositas-tortenet>.
- Anonymus 2019a: Oil Pipelines Europe. <https://www.fuelseurope.eu/data-room/oil-pipelines-map-of-europe/>
- Anonymus 2019b: Russia's Nuclear Fuel Cycle. <http://world-nuclear.org/>.
- Anonymus 2019c: Wind & Energie <https://windfakten.at>
- Anonymus 2019d: Energieforschung für die Zukunft. <https://www.aspern-seestadt.at>
- Antal I. 2013: A magyar villamosenergia-iparkialakulása 1878–1895. *A Magyar Tudománytörténeti Intézet Tudományos Közleményei* 70: 227.
- Arnett, J.C., Schaffer, L. A., Rumberg, J.P., Tolbert, R.E.L. 1984: Design, installation and performance of the ARCO Solar one-megawatt power plant. In: Photovoltaic Solar Energy Conference; Proceedings of the Fifth International Conference, Athens, Greece, October 17–21, 1983 (A85–11301 02–44). Dordrecht, D. Reidel Publishing Co., pp. 314–320.
- Benson, F.J., Lay, M.G. 2019: Roads and Highways. ([www.britannica.com](http://www.britannica.com))
- Bilgili, M., Yasar, A., Simsek, E. 2011: Offshore wind power development in Europe and its comparison with onshore counterpart. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15(2): 905–915.
- Bischoff, G. 1968: Die Energierohstoffvorkommen der Erde und ihre weltwirtschaftliche Nutzung. *Die Erde* 99: 115–132.
- Büntgen, U., Myglan, V. S., Charpentier Ljungqvist, F., McCormick, M., Di Cosmo, N., Sigl, M., Jungclaus, J., Wagner, S., Krusic, P. J., Esper, J., Kaplan, J. O., de Vaan, M. A. C., Luterbacher, J., Wacker, L., Tegel, W., Kirdyanov, A. V. 2016: Cooling and societal change during the Late Antique Little Ice Age from 546 to around 600 AD. *Nature Geoscience*, p. 7.
- Cahill, N. 2000: Olynthus and Greek Town Planning. *Classical World* 93(5): 497–515.
- Carruthers, J.E., Solomon, L.H., Waddams, A.L., Atwater, G.I., Riva, J.P. 2019: Natural Gas ([www.britannica.com](http://www.britannica.com))
- Cech, T.V. 2010: Principles of water resources: history, development, management, and policy. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey. p. 576.
- Colm, G. 2007: Cordoba Water Wheel. <https://commons.wikimedia.org>.
- Csanády G., Csizmadya A., Kőszeghy L., Tomay K. 2008: Társadalom – tér – szerkezet. ELTE TTK Városi és Regionális Kutatások Központja, Budapest. p. 264.
- Csemez A. 1997: Tájtervezés – tájrendezés. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 296.
- Deffree, S. 2019: Karl Benz drives the first automobile, July 3, 1886. ([www.edn.com](http://www.edn.com))
- Dodson, J., Li, X., Sun, N., Atahan, P., Zhou, X., Liu, H., Zhao, K., Hu, S., Yang, Z. 2014: Use of coal in the Bronze Age in China. *The Holocene* 24 (5): 525–530.
- Dyer, A. 1976: Wood and Coal: A Change of Fuel. *History Today* 19.
- Egyesült Nemzetek Éghajlatváltozási keretegyezménye 2016
- European Landscape Convention, 20.X.2000.
- Galili, E., Arenson, S. 2017: The ancient and modern salt industry on the Mediterranean coast of Israel. *Salt of the Earth Company Ltd., Haifa*. p. 108.
- Gordon, J.M. 2001: Solar Energy: The State of the Art. International Solar Energy Society. p. 598.
- Gowlett, J.A. J. 2016: The discovery of fire by humans: a long and convoluted process. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 371: 20150164
- Grüll T. 2017: A Római Birodalom gazdasága. Gondolat Kiadó, Budapest. p. 340.
- Hughes, J.D. 1996: Pan's Travail: Environmental Problems of the Ancient Greeks and Romans. Johns Hopkins University, Baltimore. p. 288.
- Kádár P. 2010: A vízimalmoktól a vízerőművekig. Új Mandátum Könyvkiadó, Budapest. p. 552.
- Kaplan, J.O., Krumhard, K.M., Zimmermann, N. 2009: The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews* 28(27–28): 3016–3034.
- Lendering, J. 2002: Royal Road ([www.livius.org](http://www.livius.org))
- Little, L.K. (ed.) 2007: Plague and the End of Antiquity: The Pandemic of 541-750. Cambridge University Press, Cambridge. p. 360.
- Liu, H. 1998: Pipeline. ([www.britannica.com](http://www.britannica.com))
- Lund, J. 2004: 100 Years of Geothermal Power Production. *Geo-Heat Centre Quarterly Bulletin* 25(1): 11–19.
- Lund, J. W., Bjelm, L., Bloomquist, G., Mortensen, A.K. 2007: Characteristics, development and utilization of geothermal resources – a Nordic perspective. *Geo-Heat Centre Quarterly Bulletin* 31(1): 140–147.
- MacDonald, K. 2017: The use of fire and human distribution. *Temperature (Austin)* 4(2): 153–165.
- Malamina, P. 2013: Energy, power and growth in the High Middle Ages. University Magna Graecia, Catanzaro. p. 19.

- Máté G., K. Német A. 2014: Középkori eredetű malmok és malomhelyek továbbélése a Kapos és a Völgységi-patak vízgyűjtőjében. Középkori elemek a mai magyar anyagi kultúrában. Agroiinform Kiadó és Nyomda Kft., Budapest. p. 68.
- Mende J. 1936: Watt James és a gőzgép gyártása. Huszadik Század 1936. április.
- Mir-Babayev, M. Y. 2012: A brief history of oil and gas well drilling. Visions of Azerbaijan 2012 (Jan–Feb)
- Miser, T. 2015: A Short History of the Evolving Uses of Natural Gas. Power Engineering 2(119)
- Mumford, L. 1961: The City in History. Secker-Warburg, London. p. 657.
- Mumford, L. 2000: A gép mítosza: válogatott tanulmányok. Európa Könyvkiadó, Budapest. p. 342.
- Munkácsy B. 2018: Energiaföldrajz és energiatervezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar. p. 149.
- Péti M. 2011: A területi tervezés és fejlesztés a fenntarthatóság jegyében & Stratégiai környezeti vizsgálatok földrajzi szemlélettel. Földrajzi tanulmányok 7: 1–207.
- Perlin, J. 2013: Let It Shine: The 6,000-Year Story of Solar Energy. New World Library, New York. p. 544.
- Poirazidis, K. 2017: Systematic Raptor Monitoring as conservation tool: 12 year results in the light of landscape changes in Dadia-Lefkimi-Soufli National Park. Nature Conservation 22: 17–50.
- Rojas-Sola, J.I., Amezcua-Oga'yar, J.M. 2004: Southern spanish windmills: Technological aspects. Renewable Energy 30: 1943–1953.
- Ruggles, D.F. 2000: Gardens, Landscape, and Vision in the Palaces of Islamic Spain. Penn State Press, PA, University Park. p. 32.
- Smith, A.H.V. 1997: Provenance of Coals from Roman Sites in England and Wales. Britannia 28: 297–324.
- Smith, K.P. 2010: Landnám: the settlement of Icelandin archaeological and historicalperspective. World Archeology 26(3): 319–347.
- Stremke, 2010: Designing Sustainable Energy Landscapes. Concepts, Principles and Procedures. Wageningen University, Wageningen. p. 202.
- Sheperd, D.G. 2014: Historical Development of Windmill. Cornell University, New York. p. 46.
- Taylor, R. 2012: How a Roman Aqueduct Works. Archeology 65(2)
- Tihanyi Z. 2016: Az egységes európai villamosenergia-rendszerről rendszerirányítói szemmel. MAVIR, Budapest. p. 62.
- Tóth E. 2004: Római utak Pannoniában. Ókor 2004(1): 43–48.
- Vajda Gy. 2009: Energia és társadalom. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest. p. 484.
- Vajda Gy. 2014: Okok és következmények az energetikában. Akadémiai Kiadó Budapest. p. 392.
- Vladár T. 2006: 270 éve született James Watt, a gőzgép feltalálója. Múlt-kor 2006(Jan)
- Vestergaard, J., Brandstrup, L., Goddard, R. D. 2004: A Brief History of the Wind Turbine Industries in Denmark and the United States. In: Academy of International Business (Southeast USA Chapter) Conference Proceedings, November 2004. pp. 322–327.
- Wertime, T.A. 1983: The Furnace versus the Goat: The Pyrotechnologic Industries and Mediterranean Deforestation in Antiquity. Journal of Field Archaeology 10(4): 445–452.

## REVIEW OF ENERGY PRODUCTION IN THE PERSPECTIVE OF LANDSCAPE HISTORY

Z. SZABÓ, Á. SALLAY

Szent István University, Department of Landscape Planning and Regional Development  
H-1118 Budapest, Villányi út 29-43. e-mail: szabo.zita28@gmail.com, sallay.agnes@tajk.szie.hu

**Keywords:** landscape type, renewable energy, spatial planning, landscape history

Nowadays, with the improvement of renewable energy sources, the structure of the landscape is changing, and energy production appears as parallel land use. To understand the landscape effects of energy production and use, it is necessary to examine how the relationship between landscape and energy has changed from a historical point of view. In our paper, we examine the processes from ancient times to the present according to landscape types. Our results are summarized by landscape type, and the effects are summarized in terms of their durability and extent. According to our results, the landscape effects of energy production and use are typically long-lasting, local effects are first replaced by regional and then global effects.

## SPONTÁN ERDŐÁLLOMÁNYOK FAFAJÖSSZETÉTELÉNEK ÁTTEKINTŐ ÉRTÉKELÉSE AZ ORSZÁGOS ERDŐÁLLOMÁNY ADATTÁR ALAPJÁN

ZAGYVAI Gergely

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növényteni és Természetvédelmi Intézet  
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4., e-mail: zagyvai.gergely@uni-sopron.hu

**Kulcsszavak:** spontán erdősődés, erdőszukcesszió, fajösszetétel, regeneráció, terjedőképesség, inváziós fajok

**Összefoglalás:** A kutatás során a spontán eredetű erdők fajösszetételét elemeztem az Országos Erdőállomány Adattárban „talált” erdőként nyilvántartott állományok adatai alapján. Erdészeti tájanként értékeltem a spontán erdők faállománytípusait. A fajok országos és táji szinten hasonlítottam össze a területük, a területükből számított változók, valamint a terjedőképességet és a terjedési lehetőséget leíró TSI index alapján. A legfontosabb fajok egymáshoz képesti viszonyát sokváltozós statisztikával elemeztem. A spontán erdők nagysága és összetétele jelentős táji változatosságot mutat. A tájak nagy többségében a spontán erdősülő területek az inváziós terjedés szinterei [elsősorban fehér akác (*Robinia pseudoacacia*)]. Az inváziós kockázat mellett, a Dunántúl délnyugati és az Északi-középhegység keleti részén mutatkozik reális lehetőség nagyobb területen, őshonos fajokkal, diverz módon történő regenerációra. A spontán erdők fajösszetétele jelzi a kocsánytalan tölgy szerepének csökkenését a csertölgyéhez képest. Egyes honos r-K stratégista fajok [pl. mezei juhar (*Acer campestre*)] spontán erdősődésben betöltött jelentősebb szerepe természetvédelmi szempontból is előnyös alternatívát kínál a középtávon visszaszoruló honos pionír és az inváziós fajokkal szemben. Egyes adventív fajok [pl. ezüst juhar (*Acer saccharinum*)] még nem tartoznak a legkártékonyabb özfajok közé, de eredményeim szerint veszélyesebbé válhatnak és jelentősebb természetvédelmi problémát okozhatnak.

### Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben több százezer hektár mezőgazdasági területet hagytak fel Magyarországon, amelyek jelentős hányadán megindult a spontán cserjésedés, erdősődés. A jelenség nem csak Magyarországon, hanem Európa számos országában (pl. Franciaország, Spanyolország, Olaszország) jellemző (Barbati et al. 2011). A folyamat Kelet-Európában az 1990-es évektől vett nagyobb lendületet (Alexander et al. 2012). Elméleti megközelítésben a regenerációs folyamatokban a vegetáció összetétele a potenciális növényzetnek megfelelő irányba változik, ami Magyarország területének nagy részén jelenleg zárt erdőtakarót vagy erdő-gyep vegetációkomplexet jelent. A spontán erdősődés sok esetben az őshonos fajokkal történő regeneráció helyett az inváziós fajok térhódításához vezet (Tiborcz et al. 2019). Az özfajok problémaköre mellett fontos természetvédelmi kérdésként merül fel, reális lehetőség-e olyan természetszerű erdőállományok létrejötte a spontán szukcessziós folyamatok útján, amelyek hosszabb távon is előnyösnek értékelhetők?

A magyarországi szakirodalom jelentős része a másodlagos szukcessziós folyamatok témakörén belül elsősorban a gyepek dinamikájára koncentrált (Illyés és Bölöni 2007, Bartha és Molnár 2008, Albert et al. 2013). A kisszámú, célirányosan a spontán cserjésedéssel, erdősődéssel foglalkozó hazai kutatás különböző méretű, kistájnál kisebb mintaterületek adatain alapul (Csontos és Tamás 2005, Zagyvai et al. 2012, Zagyvai 2016). Schmotzer (2016) a cserjésekről és szegélytársulásokról ad átfogó társulástani és élőhely-osztályozási áttekintést közép-európai kitekintéssel, amelyet esettanulmányokkal egészít ki a természetvédelmi kezelések kérdéseire kitérve. A kutatások egy része a gyepek és a fásszáru növényzet közötti összefüggésekre koncentrált (Jakucs 1972, Teleki et al. 2019). A kérdéskör legtöbb esetben más, kapcsolódó tudományterületek (tájtörténet, társulástan, florisztika, élőhelytérképezés, természetvédelem, erdészet) mellékszálaként bukkan fel. A spontán erdősődés célirányos, alaposabb tanulmányozása azért is indokolt, mert a hazai tapasztalatok mellett a nemzetközi

szakirodalom is beszámol a biodiverzitás növelése szempontjából előnyös szukcessziós esettanulmányokról (Whisenant 2005, Adamowski és Bomanowska 2011). A diverzitás növelése a térbeli mintázat változatosságán keresztül is megvalósulhat az erdő záródását megelőzően (Ruskule et al. 2012), de kimutatható az erdőszukcesszió késői fázisában is, összevetve az egyéb úton létrejött erdőkkel (Cojzer et al. 2014).

Jelen tanulmány célja a spontán erdőállományok fafajokra vonatkozó összetételi jellemzőinek országos áttekintése, a fafajok egymás közötti kapcsolatainak feltárása és a fajkompozícióra hatást gyakorló táji környezet értékelése.

### Anyag és módszer

A spontán eredetű erdőállományok térképi és üzemtervi adatait az Országos Erdőállomány Adattárból válogattam le. Azoknál az erdőrészeknél volt ez a művelet lehetséges, amelyeket az elmúlt másfél évtizedben, az újonnan történt üzemtervezés során, eredetük szempontjából már besoroltak a „talált erdő” kategóriába. A spontán erdőállományoknak csak egy részét regisztrálták „talált erdőként”, viszont az ilyen besorolású erdőrészek túlnyomó többségükben ténylegesen spontán eredetűek, így alkalmasak spontán erdősődés területi és összetételi jellemzőinek tájankénti összehasonlítására. A továbbiakban a „spontán erdő” kifejezés az előzőekben leírt módon leválogatott erdőrészekre vonatkozik.

Az országos léptékű elemzés során 32 312 erdőrészlet (42 640 ha) adata került felhasználásra az adatbázis 2016-os állapota szerint. A spontán erdőkre vonatkozóan összehasonlítottam az erdészeti tájakat faállománytípusuk és fafajösszetételük szerint. Meghatároztam azokat a fafajokat, amelyek jól terjednek, illetve invázióbiológiai szempontból is veszélyesek, továbbá azokat, amelyek alacsony terjedőképességgel és terjedési lehetőségekkel rendelkeznek. Részletesen annak a 15 fafajnak a területi adatait dolgoztam fel, amelyeknek a talált erdőkön belüli területaránya meghaladja az 1%-ot.

Az országosan összesített adatok felhasználásával, az egyes fafajok relatív terjedőképességét, terjedési lehetőségeit és a spontán erdők kialakulása során a szukcesszióban betöltött szerepét együttesen jellemző mutatót kaptam a következő módon:

$$dT\%_{\text{országos}} = T\%_{\text{spontán országos}} - T\%_{\text{összes országos}}$$

$dT\%_{\text{országos}}$  = a fafaj spontán és összes erdőállományokon belüli országos területarányainak különbsége (%)

$T\%_{\text{spontán országos}}$  = a fafaj spontán erdőállományokon belüli országos területaránya (%)

$T\%_{\text{összes országos}}$  = a fafaj összes erdőállományhoz viszonyított országos területaránya (%)

A kapott pozitív vagy negatív érték tükrözi, hogy a fafaj, a spontán erdőállományokban mennyire felül- vagy alulreprezentált országos léptékben az összesített súlyához képest.

Területi súlyozás nélküli, szimmetrikus skálájú (-1 – 1) indexet képeztem az alábbi számítással:

$$TSI \text{ (Tree Spreading Index)}_{\text{országos}} = dT\%_{\text{országos}} / (T\%_{\text{spontán országos}} + T\%_{\text{összes országos}})$$

Ez esetben a jól terjedő fafajok 1-hez közeli, a rosszul terjedők 0 és -1 közötti értéket kapnak. A pionír karakteren belüli különbségek ezzel a mutatóval kevésbé differenciáltak.

Az erdészeti tájakat a következő értékek szerint jellemeztem a részletesen vizsgált fafajok esetében:



- $T_{\text{táj}}^{\text{spontán}}$ : a faj által borított terület nagysága a spontán erdőállományokban a táj egészére (ha) (2. táblázat).
- $T\%_{\text{táj}}^{\text{spontán}}$ : a faj aránya a táj spontán erdőállományain belül (%).
- $QT_{\text{táj}}^{\text{spontán}}$ : a faj által borított terület és az összes terület aránya a spontán erdőkre vonatkozóan (%). Az érték a táj területnagyságától függetlenül fejezi ki a faj jelentőségét a tájban a spontán erdősődés szempontjából.
- $TSI_{\text{táj}}$ : a faj összesített területéhez képest a tájban, milyen arányban van jelen a spontán állományokban. Az  $TSI_{\text{országos}}$  indexhez hasonlóan képzett mutató kifejezi, hogy milyen irányú és mértékű változások várhatók a spontán erdősődés következtében (pl. inváziós terjedés) (A 3. táblázatban azokat a fajakat emeltük ki, amelyekben számottevő (> 10 ha) az adott faj területe a talált erdőkben).

Az egyes fajok terjedőképességét tájökológiai jellegű, finomabb léptékű vizsgálattal is jellemeztem. A spontán erdőállományokban legnagyobb (1% feletti) területi részesedéssel rendelkező 14 faj esetében (a korábban részletesen vizsgált fajokhoz képest a fehér nyár és a szürke nyár kivételével), minden spontán állományhoz hozzárendeltem a legközelebbi megegyező fajsorú, de nem talált eredetű állomány távolságát (az erdőrészletek két legközelebbi pontjának távolsága). A módszer szerint, a rendelkezésre álló adatokra támaszkodva, ezt a távolságot leegyszerűsítve a legközelebbi propagulumforrásként értékelhetjük, bár a terület erdősödésének kezdetén már jelen lévő egyedek (pl. fás legelők, kultúrgeresztenyések, borókás legelők), fákat tartalmazó mezsgyék, fasorok, szegélytársulások sokszor fontos fajforrások. Hasonló propagulumforrást jelenthetnek azok az egyedek, amelyek a közelebbi erdőrészletekben nem érik el az 5%-os elegyarányt és így nem szerepelnek a fajsorban, de rendszeres, nagy tömegű maghozammal teríthetik a másodlagos szukcesszió előtt megnyíló élőhelyeket. Ezt a varianciaforrást az elemzések során nem tudtam figyelembe venni.

A fajok részletes jellemzésekor nem tértem ki a nemes nyárokra (*Populus × euramericana*) (a faállománytípusoknál viszont szerepelnek). A nemes nyáraknak 19 fajtája és az „egyéb nemes nyárak” kategóriája szerepel a spontán erdők üzemtervi adataiban. A taxoncsoport tényleges terjeszkedése még tisztázandó kérdés, így nem volt lehetséges a részletes kutatásba való bevonásuk. Nem tekinthető megbízhatónak a fehér nyár (*Populus alba*) és a szürke nyár (*Populus × canescens*) üzemtervi elkülönítése, ezért fehér nyár néven vontam össze őket, a legközelebbi potenciális fajforrás vizsgálatánál pedig kihagytam őket az elemzésből.

Főkoordináta-analízissel (PCoA) vizsgáltam, hogy a spontán erdők fajtái hogyan társulnak egymással, milyen jellegzetes fajösszetételű csoportokkal jellemezhetők. Ebben az elemzésben szintén azt a 15 fajt vizsgáltam, amelyek összesített területe eléri a talált erdők országos területének 1%-át. A fajok elegyarányát, mint mennyiségi változót figyelembe véve két eltérő információtartalmú koefficienszt használtam (korreláció, Bray-Curtis).

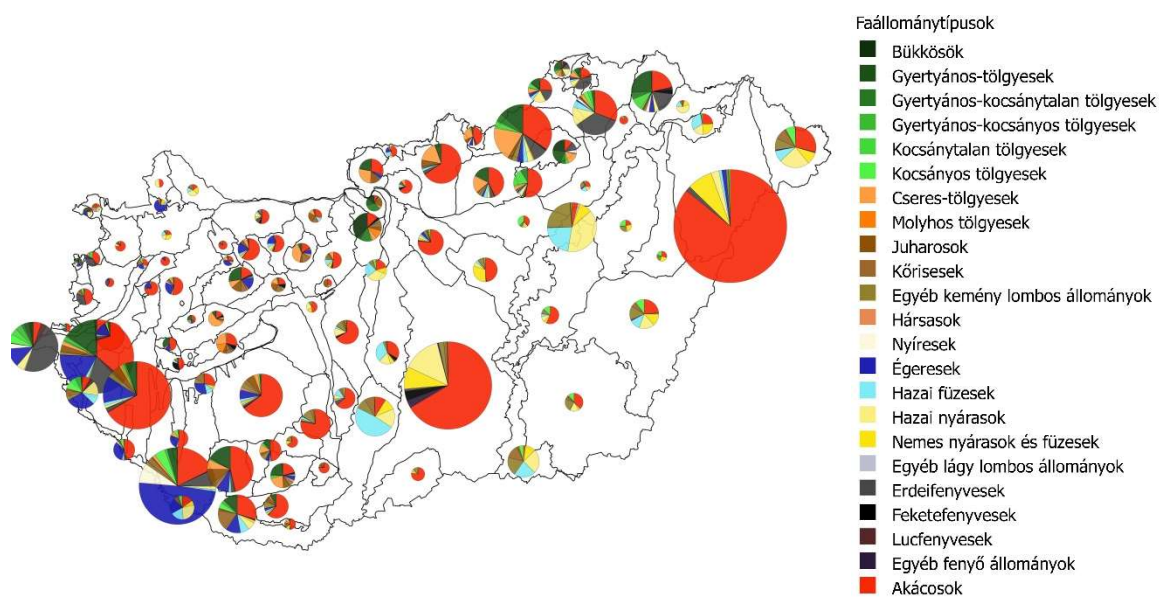
Az adatok térinformatikai feldolgozásához és megjelenítéséhez Topoxmap és QGIS.16.3 szoftvert használtam. Az ordinációs elemzéseket a fajok elegyarány értékei alapján Syn-Tax programcsomag segítségével végeztem. A főkoordináta analízisek (PCoA) során korrelációs és Bray-Curtis koefficienseket használtam.

## Eredmények

### Faállomány típusok – Erdészeti tájak

Eredményeim szerint mind a spontán erdők területének nagysága, mind az összetételi sajátosságaik tekintetében jelentős táji változatosság fedezhető fel, ami egyszerűen és szemléletesen áttekinthető az erdészeti nyilvántartásban használt faállománytípusok csoportjaival, erdészeti táj szerinti bontásban (1. ábra).

Kiemelkedő (tájanként 1000 hektárt meghaladó) az üzemtervezett spontán erdők nagysága az alföldi homokvidékeinken (Nyírség, Duna–Tisza közti hátság), a Délnyugat-Dunántúlon (Belső-Somogyi-homokvidék, Kelet-Zalai-löszvidék, Göcseji-dombság, Nyugat-Zselic, Alsó-Órség), az Északi-középhegység dombvidékein (Heves–Borsodi-dombság, Cserhát) és a Közép-Tiszai-ártéren. Viszonylag kevés talált erdőt regisztráltak az intenzívebb használattal érintett alföldi, kisalföldi és északnyugat-dunántúli tájakon. Ha a talált erdőket a vizsgált tájak összeterületéhez viszonyítjuk a Délnyugat-Dunántúlon és a középhegységekben nagyobb, a Duna–Tisza közti hátságon alacsonyabb arányban találhatók meg az üzemtervezett spontán állományok.



1. ábra A spontán erdők faállománytípusainak megoszlása erdészeti tájak szerint  
(a kördiagramok átmérője a spontán erdők területnagyságával arányos az erdészeti tájon belül)  
Figure 1. Distribution of spontaneous forests according to stand types and forest region  
(size of circle diagrams marks the area of spontaneous forest in forest regions)

A 92 db erdészeti tájból 26-ban a spontán erdőállományok abszolút többségét az akácok faállománytípus-csoportja teszi ki. A legtöbb spontán akác a Nyírségben, a Duna–Tisza közti hátságon és a Kelet-Zalai-löszvidéken található. Dombvidékeink esetében is általánosságban jellemző folyamat az akácok spontán terjeszkedése, de – ha minimális kiterjedéssel is – a fafaj csaknem minden erdészeti tájban jelen van a talált erdők között.

A Délnyugat-Dunántúl egyes tájain az őshonos fafajú állománytípusok részesedése a meghatározó a spontán erdőkön belül, köszönhetően a számukra kedvező vegetációmintázatnak, klímának, talaj- és domborzati viszonyoknak. A Belső-Somogyi-homokvidéken jellegzetesen sok spontán égeres és nyíres található. A Göcseji-dombságban az égeresek mellett jelentős a spontán gyertyánosok és erdeifenyvesek kiterjedése. Az Alsó-Órségben a spontán erdeifenyvesek relatív többségben vannak, de jellemző a gyertyánosok, kocsányostölgyesek, kocsánytalan-tölgyesek spontán térhódítása is. Az előzőleg felsorolt erdészeti tájakban az akác terjeszkedése kimutatható és fenyegető veszélyforrásként értékelhető.

A nagy folyóvölgyek eltérő tájtípusként határozhatók meg a spontán erdők fafajösszetétele szempontjából is. Ezekben a tájakban a pionír karakterű fajokból álló hazai nyárasok és hazai fűzesek terjeszkedése jelentős, ugyanakkor szintén nagy területen jelennek meg a spontán nemesnyárasok. A nemesnyár fajtákkal a hazai fekete nyár hibridizálódik, így feltételezhető, hogy a spontán nemesnyárasok és a spontán feketenyárasok nagy számban tartalmaznak hibrid egyedeket, ami hosszú távon az őshonos fekete nyár genetikai felmorzsolódásához,

kikereszteződéses leromlásához vezet. Az ártéri körülmények között spontán keletkezett zöld juharos és amerikai kőrises állományok az „egyéb kemény lomb” faállománytípus-csoport területarányát növelik.

A spontán erdősődés szempontjából külön tájtípusba sorolhatók a magasabb arányban erdősült, „konzervatív” erdőterületekkel borított középhegységek (Zempléni-hegység, Központi-Bükk, Vértes, Bakony). Ezeken a tájakon a spontán erdők változatos típusokkal jellemezhetők; megjelennek a tájra jellemző, klimax jellegű állományok, pionír erdők és főként az alacsonyabb régiókban az akácok is.

Az előzőekben az erdészeti tájak fafajösszetételét faállománytípusok szerint röviden jellemeztem, a későbbiekben ezt fafajsoros adatok alapján részletesen is megteszem.

### Fafajok – Országos áttekintés

Fafaj szerinti bontásban és országos területi összesítésben a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) elsősege megkérdőjelezhetetlen a talált erdők között (44,52%). Őshonos fafajaink közül kiemelkedő a mézgás éger (*Alnus glutinosa*), amelynek az összes fafaj közül a második legmagasabb az országos területaránya (8,59%) a talált erdők között. A többi fafaj területaránya 6% alatti értékekkel fedi le a spontán erdők területének fennmaradó csaknem 47%-át (1. táblázat).

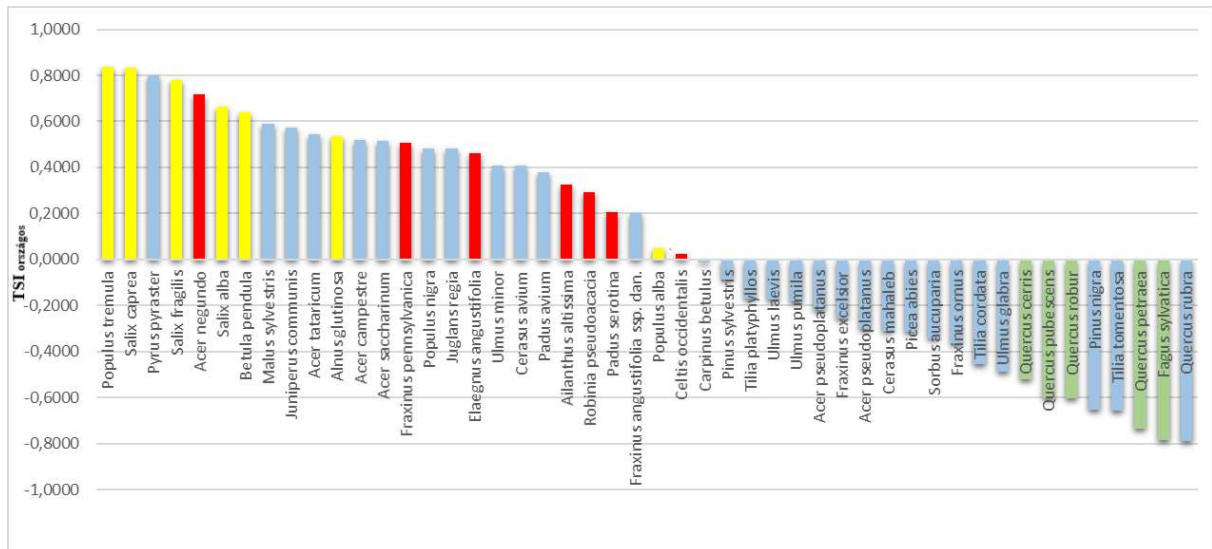
A korábban leírt módon képzett  $dT\%_{\text{országos}}$  érték alapján összehasonlítva a fafajokat láthatjuk, hogy az erdőállományok spontán keletkezéséből adódóan a pionír fafajok többsége (*Alnus glutinosa*, *Salix* spp., *Populus* spp.) magas, pozitív, a K-stratégista fafajok (*Quercus* spp., *Fagus sylvatica*) alacsony, negatív értékeket kaptak. Kevésbé magától érthetődnek tekinthetjük az inváziós fafajokra, azok sorrendiségére vonatkozó adatokat. Eredményeim szerint, az inváziós fafajok közül a fehér akác, a zöld juhar (*Acer negundo*) és az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) terjedése veszélyeztet nagyobb területeket összesített területarányához képest. Az ezüst juhar (*Acer saccharinum*) és a királydió (*Juglans regia*) területaránya ma még csekély, de a mutató szerint erőteljes terjedésre képesek (1. táblázat).

A  $TSI_{\text{országos}}$  mutató értékei szerint az inváziós fafajokon belül a zöld juhar terjedőképessége kiemelkedő, amely összefügghet a víz útján történő hatékony magterjesztéssel. Az r-K-stratégista elegyfajok közül a vadvadkörte (*Pyrus pyraea*), a vadalmának (*Malus sylvestris*), a tatárjuharnak (*Acer tataricum*), a mezei juharnak (*Acer campestre*) kedvező lehetőséget adnak azok a spontán szukcessziós folyamatok, amelyeknek az üzemtervek készítésekor rögzített stádiumairól adatokkal rendelkezünk. A honos K-stratégista fafajok közül a bükk (*Fagus sylvatica*) terjedése a legkorlátozottabb, míg a cser (*Quercus cerris*) a többi tölgyhöz képest könnyebben kolonizál új területeket (de még így is erősen negatív TSI érték jellemzi). A fafajokra vonatkozó mutatók értékelésénél figyelembe kell venni az adott faj sajátosságait. Viszonylag magas terjedési képességre következtethetnénk a közönséges borókára (*Juniperus communis*) vonatkozó mutatókból, holott magas aránya inkább a felhagyást megelőző legeltetésre utal, mint felhagyást követő jó kolonizációs (és kompetíciós) képességre (Bartha et al. 2006) (2. ábra).

1. táblázat A spontán erdőállományokat alkotó fafajokra számított mutatók a területarány értékek szerinti csökkenő sorrendben

Table 1. Indicators of tree species in spontaneous forests sorting by area proportion in descending order

Fafaj	T %	T %	dT%	TSI
	spontán országos	összes országos	országos	országos
<i>Robinia pseudoacacia</i> (A)	44,517	24,308	20,209	0,294
<i>Alnus glutinosa</i> (MÉ)	8,592	2,606	5,986	0,535
<i>Pinus sylvestris</i> (EF)	5,209	6,219	-1,010	-0,088
<i>Carpinus betulus</i> (GY)	5,017	5,166	-0,148	-0,015
<i>Populus alba</i> (FRNY)	4,367	3,978	0,389	0,047
<i>Salix alba</i> (FFÜ)	4,362	0,875	3,486	0,666
<i>Quercus cerris</i> (CS)	3,552	11,267	-7,715	-0,521
<i>Quercus robur</i> (KST)	2,259	9,142	-6,883	-0,604
<i>Acer campestre</i> (MJ)	2,209	0,696	1,513	0,521
<i>Populus tremula</i> (RNY)	1,574	0,140	1,435	0,837
<i>Quercus petraea</i> (KTT)	1,465	9,594	-8,129	-0,735
<i>Acer negundo</i> (ZJ)	1,235	0,204	1,031	0,716
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> (AK)	1,217	0,400	0,817	0,505
<i>Betula pendula</i> (NYI)	1,203	0,267	0,937	0,637
<i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>danubialis</i> (MAK)	1,114	0,740	0,374	0,202
<i>Populus nigra</i>	0,954	0,332	0,623	0,484
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,821	1,386	-0,565	-0,256
<i>Fagus sylvatica</i>	0,710	5,955	-5,244	-0,787
<i>Pinus nigra</i>	0,685	3,265	-2,579	-0,653
<i>Picea abies</i>	0,399	0,763	-0,363	-0,313
<i>Fraxinus ornus</i>	0,363	0,786	-0,423	-0,368
<i>Juglans regia</i>	0,312	0,109	0,203	0,481
<i>Juniperus communis</i>	0,312	0,084	0,228	0,575
<i>Pyrus pyraeaster</i>	0,306	0,034	0,272	0,799
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	0,279	0,103	0,177	0,463
<i>Ulmus minor</i>	0,260	0,109	0,151	0,409
<i>Salix caprea</i>	0,255	0,023	0,232	0,832
<i>Quercus pubescens</i>	0,246	0,994	-0,748	-0,603
<i>Ailanthus altissima</i>	0,210	0,107	0,103	0,325
<i>Tilia cordata</i>	0,185	0,495	-0,311	-0,457
<i>Cerasus avium</i>	0,180	0,076	0,104	0,407
<i>Celtis occidentalis</i>	0,164	0,157	0,007	0,023
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,149	0,278	-0,129	-0,302
<i>Tilia tomentosa</i>	0,133	0,642	-0,509	-0,656
<i>Padus serotina</i>	0,133	0,087	0,046	0,207
<i>Quercus rubra</i>	0,111	0,939	-0,827	-0,788
<i>Salix fragilis</i>	0,111	0,014	0,097	0,778
<i>Acer saccharinum</i>	0,097	0,031	0,066	0,515
<i>Acer platanoides</i>	0,081	0,127	-0,046	-0,221
<i>Ulmus pumila</i>	0,077	0,111	-0,034	-0,181
<i>Tilia platyphyllos</i>	0,057	0,080	-0,023	-0,171
<i>Ulmus laevis</i>	0,037	0,053	-0,016	-0,176
<i>Acer tataricum</i>	0,019	0,006	0,014	0,543
<i>Padus avium</i>	0,007	0,003	0,004	0,378
<i>Malus sylvestris</i>	0,007	0,002	0,005	0,591
<i>Cerasus mahaleb</i>	0,003	0,006	-0,003	-0,312
<i>Ulmus glabra</i>	0,001	0,004	-0,002	-0,489
<i>Sorbus aucuparia</i>	0,000	0,001	0,000	-0,342



2. ábra A spontán erdőállományokat alkotó fafajok TSI<sub>országos</sub> értékei nagyság szerinti csökkenő sorrendben (sárga: pionír fajok, zöld: honos K-stratégista fajok, piros: inváziós fajok)

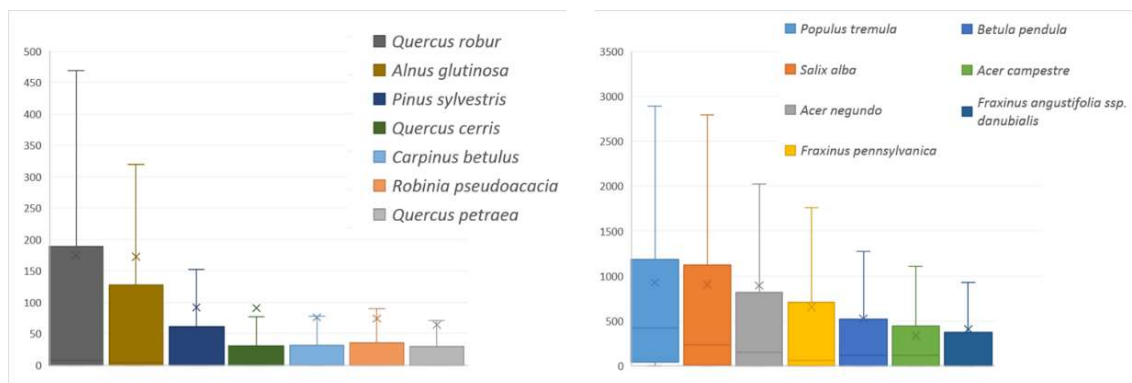
Figure 2. TSI (Tree Spreading Index) nationwide values of tree species in spontaneous forests in descending order (yellow: pioneer species, green: native K-selected species, red: invasive species)

A spontán erdőállományok legközelebbi propagulumforrásainak elemzése során kapott távolsági adatokból származó értékek (átlag, medián, szórás), a szukcessziós-életmenet (r-K) skála szélső értékeit tekintve hasonló eredményt hoztak, mint a korábbiakban ismertetett TSI<sub>országos</sub> számai. A pionír rezgő nyár (*Populus tremula*), a fehér fűz (*Salix alba*) és a nyír (*Betula pendula*) nagy távolságból is képesek kolonizálni a felhagyott területeket, a tölgyfajok rövidebb távolságokra történő magterjesztéssel lehetnek sikeresek. A vizsgált 14 fafaj TSI<sub>országos</sub> és távolságértékek alapján számított sorrendiségében bizonyos fajok esetében ellentmondások tapasztalhatók. Ezek az eltérések arra utalnak, hogy pusztán a fajforrásként működő erdőállományok távolságán túl, a terjeszkedést egyéb szaporodással összefüggő faji vagy élőhelyi jellemzők is befolyásolják (3. ábra).

Az akác pozitív TSI<sub>országos</sub> értékéhez viszonylag rövid potenciális fajforrástávolság társul, amely visszavezethető arra, hogy a fafaj hatékony terjeszkedését elsősorban a gyökérsarjakkal történő, frontszerű terjeszkedésnek köszönheti.

A pionírként jellemezhető, jól terjedő mézgás éger esetében is hasonló értékeket kaptam. A fafaj jó terjedőképessége nem abban nyilvánul meg, hogy generatív úton távoli élőhelyeket kolonizál. Valószínűsíthető, hogy a mézgás éger völgyaljakkhoz, vízhálózathoz kapcsolódó előfordulási mintázata és víz útján történő magterjesztés együttesen felelősek a potenciális fajforrások rövid értékeiért.

A többi vizsgált tölgyfajhoz képest a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) fafajssal rendelkező állományaihoz tartoznak kiemelkedő fajforrástávolság értékek. A jelenség magyarázható azzal, hogy a kocsányos tölgyet tartalmazó spontán állományokra inkább jellemző az, hogy a felhagyáskor már magászó idős példányokkal rendelkeztek (pl. fás legelők) és ennek következtében a legközelebbi fajforrás távolsága nem releváns. Eredményeim szerint 75 évesnél idősebb egyedek (5% elegyarány felett) a kocsányos tölgyre vonatkozóan az erdőrészek 27%-a, kocsánytalan tölgynél 29%-a, csertölgynél 20%-a esetében vannak jelen azokban a spontán erdőrészekben, ahol az adott fafaj megtalálható.

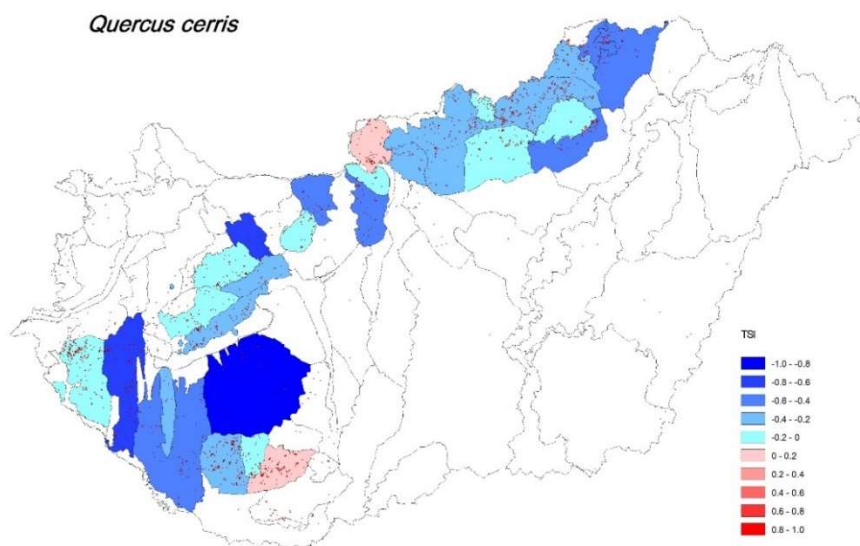


3. ábra Spontán erdőállományok távolsága (m) a legközelebbi potenciális fajforrástól fafajok szerinti bontásban  
 Figure 3. Distance of spontaneous forest stands (m) from nearest potential species resource according to tree species

### Fafajok – Erdészeti tájak

A legtöbb spontán eredetű csertölgy állomány az Északi-középhegység két nagy területű dombvidékén, a Heves–Borsodi-dombságban (273 ha) és a Középső-Cserhátban (139 ha) található, ahol a cseres-kocsánytalantölgyes a legjellemzőbb potenciális erdőtársulás (melléklet 2. táblázat, Zólyomi 1989). A fafaj a talált erdők területarányában (25–40%) azonban középhegységi tájakon, a Déli-Bakonyban, a Vértesben, a Börzsönyben és a Balaton-felvidéken kap nagyobb szerepet ( $T \% \text{ spontán}_{\text{táj}}$ ).

A cser esetében a magasabb  $TSI_{\text{táj}}$  értékek üde erdőrégiókkal is rendelkező középhegységekhez (pl. Börzsöny, Mecsek, Központi-Bükk, Karancs–Medves-vidék) míg az alacsony értékek dombvidékekhez (pl. Külső-Somogy, Kelet-Zalai-lőszvidék) kötődnek, ahol egyes esetekben a cseres-kocsánytalantölgyes klímaregiónak szempontjából már peremhelyzetben vannak (melléklet 3. táblázat, 4. ábra). Utóbbi tájakon táj- és állománytörténeti okokból az inváziós fafajok nagyobb nyomása is közrejátszik a csertölgy alacsonyabb terjedési lehetőségeiben.



4. ábra A spontán eredetű csertölgy előfordulások területi adatai alapján számított  $TSI_{\text{táj}}$  értékek (10 ha / erdészeti táj területnagyság felett)

Figure 4.  $TSI_{\text{region}}$  values calculated by occurrence data of turkey oak (*Quercus cerris*) (over area 10 ha /region)



A kocsánytalan tölgy országos területaránya kevesebb, mint fele a csertölgyének a talált erdőkben (1. táblázat). A fafaj legnagyobb spontán eredetű állományai a Zempléni-hegységben (123 ha), a Heves–Borsodi-dombságban (90 ha) és az Alsó-Őrségben (65 ha) helyezkednek el (2. táblázat). Teljes területfoglalásához képest a faj még azokban a tájakban is viszonylag kis arányban (12–19%) található meg a spontán erdőkben, amelyek ebből a szempontból a rangsor elején vannak (Visegrádi-hegység, Bükkalji-dombságok, Zempléni-hegység, Pilis-Budai-hegység). A kocsánytalan tölgy a csernél rosszabb terjedőképességű az összesített  $TSI_{országos}$  értékek szerint (2. ábra). Igen rosszak a fafaj spontán terjedési képessége és lehetőségei a Kelet-Zalai-löszvidéken (-0,92), a Göcseji-dombságban (-0,89), a Középső-Cserhát-vidéken (-0,86) és a Cserehátan (-0,84) (3. táblázat).

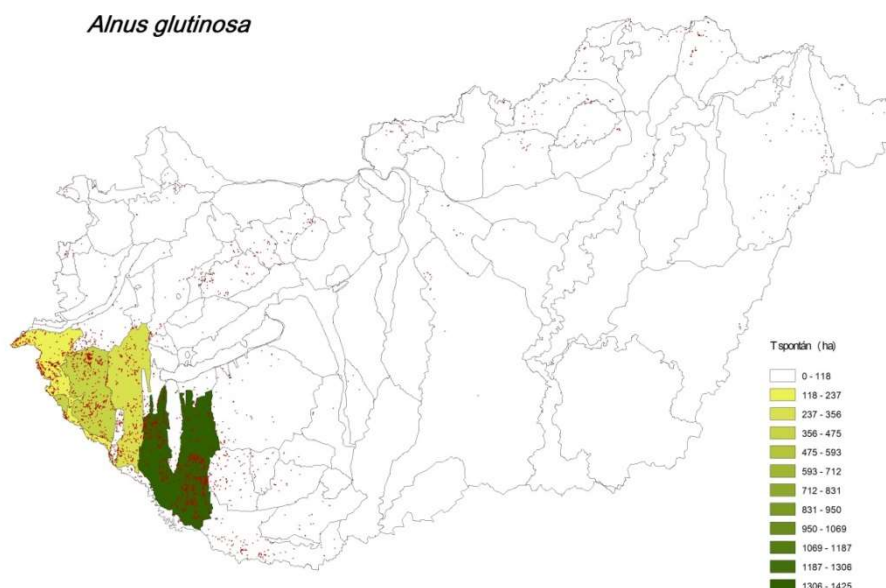
A spontán eredetű kocsányos tölgy fafajsorok területe közel másfélszer akkora, mint a kocsánytalan tölgyé, annak ellenére, hogy összesített területük közel megegyező. A kocsányos tölgy legnagyobb területen Belső-Somogyban (140 ha), az Alsó-Őrségben (106 ha) és a Kerka–Mura-völgyben (83 ha) található (2. táblázat). A többi tájhoz képest viszonylag magasak, de negatívak a  $TSI_{táj}$  értékek az Alsó-Őrségre (-0,12) és a Bükkaljai-dombságokra (-0,27) vonatkozóan. Alacsony terjedőképességgel rendelkezik a kocsányos tölgy a Nyírségben (-0,92), a Kelet-Zalai-löszvidéken (-0,83) és a Szatmár–Beregi-síkságon (-0,77), amely a többi fafajra vonatkozó adatot figyelembe véve, elsősorban az inváziós fafajok térhódításának tudható be (3. táblázat).

A talált erdők arányában a Tátika-csoport (31%), a Központi-Bükk (24%) és az Aggteleki-karszt (24%) területén legnagyobb a gyertyán térfoglalása. A  $TSI_{táj}$  értékek a 0 körül, -0,4 és 0,36 között szóródnak. A magasabb értékek inkább középhegységeinkre, az alacsonyabbak jobbra dombvidékekre (pl. Külső-Somogy, Cserehát) jellemzők (3. táblázat). Területük arányában a legtöbb spontán gyertyánállományt a Délnyugat-Dunántúlon (Göcsej, Őrség, Zselic), a Tátika-csoport területén és az Északi-középhegységben (Zempléni-hegység, Heves–Borsodi-dombság, Aggteleki-karszt, Központi-Bükk) regisztrálták.

A mezei juhar területnagysága és területaránya szempontjából a Dunántúli-dombság három tája emelendő ki: Kelet-Zalai-löszvidék (131 ha), Göcseji-dombság (104 ha), Nyugat-Zselic (103 ha) (2. táblázat). A fafaj összesített terjedőképessége jó ( $TSI_{táj} = 0,52$ ), minden olyan erdészeti tájban pozitív tartományba esik, ahol számottevő (>10 ha) spontán területtel rendelkezik. Elemzésem az 5%-os elegyarányt meghaladó, fafajsoros adatok alapján készült, azonban a mezei juhar sokszor nem éri el ezt az értéket, így jelenléte az egyes tájakban valójában még magasabb, mint azt a fafajsorok alapján számszerűsíthető adatok mutatják.

Teljes területarányához viszonyítva nagyobb területen fordul elő a magyarországi spontán erdőkben a magyar kőris ( $TSI_{táj}=0,2$ ), de vannak erdészeti tájak, amelyekben negatív értéket mutat a terjedőképességet (és terjedési lehetőséget) jellemző  $TSI_{táj}$ . A fafaj erőteljesebben terjed homokterületeink egy részén, Belső-Somogyban (0,40) és a Duna–Tisza-közi hátságban (0,42), azonban spontán megjelenésének kevésbé kedvez a Közép- és Alsó-Duna-ártér (3. táblázat).

A legtöbb spontán égeres a Délnyugat-Dunántúlon koncentrálódik, ami megfelel a fafaj teljes erdőállományra vonatkozó súlypontjának (2. táblázat, 5. ábra). A talált erdők területéhez viszonyítva a Fertő–Hanság-medencében található a legnagyobb arányban a mézgás éger. A tájak többségénél az éger összesített számarányánál jóval nagyobb mértékben vesz részt a szukcessziós folyamatokban.



5. ábra A mézgás éger (*Alnus glutinosa*) előfordulások összesített területei a spontán eredetű állományokban, erdészeti tájak szerint (10 ha / erdészeti táj terület nagyság felett)

Figure 5. Cumulated area values calculated by occurrence data of common alder (*Alnus glutinosa*) (over area 10 ha /region)

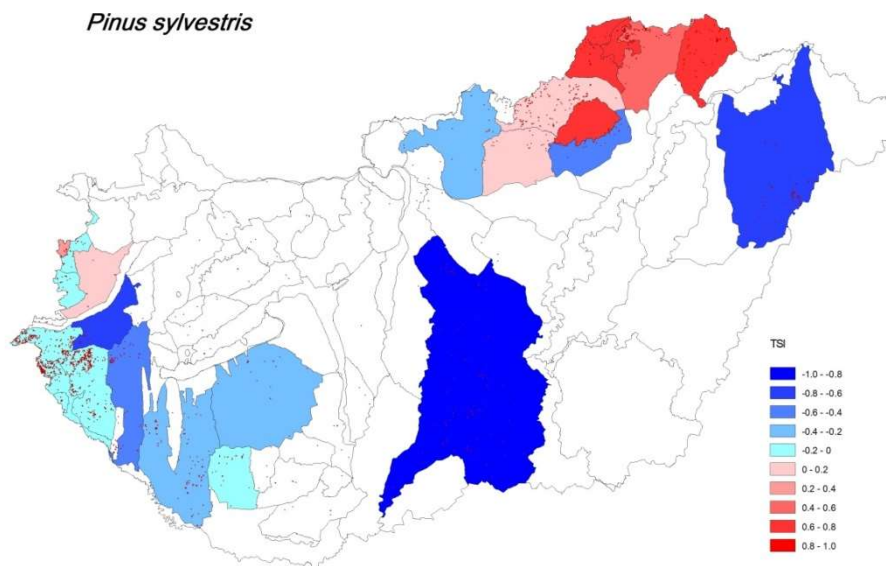
A fehér fűzzel erdősült területek a faj ismert ökológiai jellemzőinek megfelelően főként nagy folyóink árterein húzódnak (2. táblázat). Pionír fajként terjedőképessége jó ( $TSI_{országos} = 0,67$ ). Terjedését jelentősen elősegítik azok a ligetes állományok, facsoportok, amelyek a vízfolyások mentén sokfelé megtalálhatók, de erdészeti üzemtervekben nem szerepelnek.

A bibircses nyír legnagyobb területen a Belső-Somogyi-homokvidéken (284 ha) van jelen talált erdőkben, területét gyarapítják a Nyugat-magyarországi-peremvidéken az egykori műszaki határzár nyomvonalán felverődött pionír erdőállományok is. Valószínűsíthető, hogy a versenyképesebb fajokból álló spontán állományok egy része nyíresek átalakulásával jöttek létre, az erdészeti nyilvántartásba vételt megelőző évtizedekben.

A rezgőnyárral erdősült területek részben a Délnyugat-Dunántúlon, részben az Északi-középhegység északkeleti tájain koncentrálnak (2. táblázat). A pionír rezgő nyár  $TSI_{országos}$  értéke (0,84) a legmagasabb a részletesen vizsgált 15 faj közül (3. táblázat). A tájak területarányában a legtöbb spontán rezgő nyár az Alsó-Órségben, a Kerka–Mura-völgyben, a Borsodi-dombságban és a Csereháton található.

Kiemelkedően sok fehér nyárral erdősült talált erdő található a Duna–Tisza-közi hátságon (514 ha) és a Közép-Tisza-ártéren (332 ha), azonban a spontán erdőkön belül arányt tekintve nem ezeken a tájakon, hanem a Bodroghözben (45%) és a Mosoni-síkon (39%) nagyobb jelentőségű (2. táblázat).

A spontán szukcesszió útján, arányosan nagyobb mértékben gyarapodik az erdeifenyő területe az Északi-középhegység humidabb tájain, kisebb arányban a Dunántúlon, ahol spontán terjedése jellemző ugyan, de telepített állományai nagyobbak. Terjedésének nem kedvez a száraz klíma. Az ültetvényszerű telepítésnek köszönhetően legnagyobb területen az erdeifenyő a Duna–Tisza-közi hátságon található (16 468 ha), ennek ellenére spontán eredetű területeinek nagysága mindössze 27 ha, ebből következően a táj  $TSI_{táj}$  értéke csak -0,83 (2. és 3. táblázat, 6. ábra).



6. ábra A spontán eredetű erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) előfordulások területi adatai alapján számított  $TSI_{táj}$  értékek (10 ha / erdészeti táj területnagyság felett)

Figure 6.  $TSI_{region}$  values calculated by occurrence data of scots pine (*Pinus sylvestris*) (over area 10 ha /region)

A zöld juhar és az amerikai kőris találtként nyilvántartott területei főként nagyobb folyóinkat kísérik. Mindkét fafaj esetében a Közép-Tiszai-ártéren található a legtöbb spontán állomány, ahol a talált erdők több mint 15%-át a zöld juhar alkotja. A spontán erdők arányában az amerikai kőris az Alsó-Tiszai-ártéren éri maximális részesedését (24%) (2. táblázat). Az amerikai kőris területaránya a Nagykovácsiban, a Berettyó–Körös-vidéken és a Szatmár–Beregi-síkságon még alacsonyabb, mint a Tisza vízrendszerének alsóbb szakaszain, de a magas  $TSI_{táj}$  értékek gyorsuló gyarapodásról tanúskodnak. A zöld juhar esetében valószínűsíthető az inváziós folyamatok gyorsulása a Tápió–Zagyva-vidéken és Berettyó–Körös-vidéken (3. táblázat).

Az spontán akácterületek súlypontjait a korábbiakban ismertettem a faállománytípusok tárgyalásánál (1. ábra). A 92 erdészeti tájból 26 esetében a talált erdők fafajsortaiban szereplő fajok területének több mint 50%-át az akác alkotja, miközben csupán 7 olyan erdészeti táj van, ahol az összes erdőt figyelembe véve az akác alkotja a többséget (Nyírség, Dél-Baranyai-dombság, Tengelici-homokvidék, Pápa–Devecseri-síkság, Bácskai-löszhát, Felső-Kemeneshát, Mezőföldi-löszhát). A tájak területének arányában a legtöbb spontán akácos a Nyírségben és a Kelet-Zalai-löszvidéken található. Az akác legmagasabb  $TSI_{táj}$  értékei középhegységi tájakra vonatkoznak: Keszthelyi-dolomitvonulat (0,85), Központi-Bükk (0,79), Keleti-Bakony (0,76), Zempléni-hegység (0,72), ami arra utal, hogy azokon a tájakon is reális veszélyforrás az akácodosás, ahol a faj „csak” néhány százalékát borítja a fafajok által elfoglalt összterületnek. Az index értékei jellemzően mélyebb fekvésű, folyóvölgyeket felölölő tájakon alacsonyak. Alacsony  $TSI_{táj}$  értékkel rendelkezik a Belső-Somogyi-homokvidék (-0,02), ahol közel hasonló arányban van jelen az akác (19%) és a mézgás éger (21%), mégis az éger több mint kétszer nagyobb területet borít a spontán erdők arányában (19–47%) (3. táblázat).

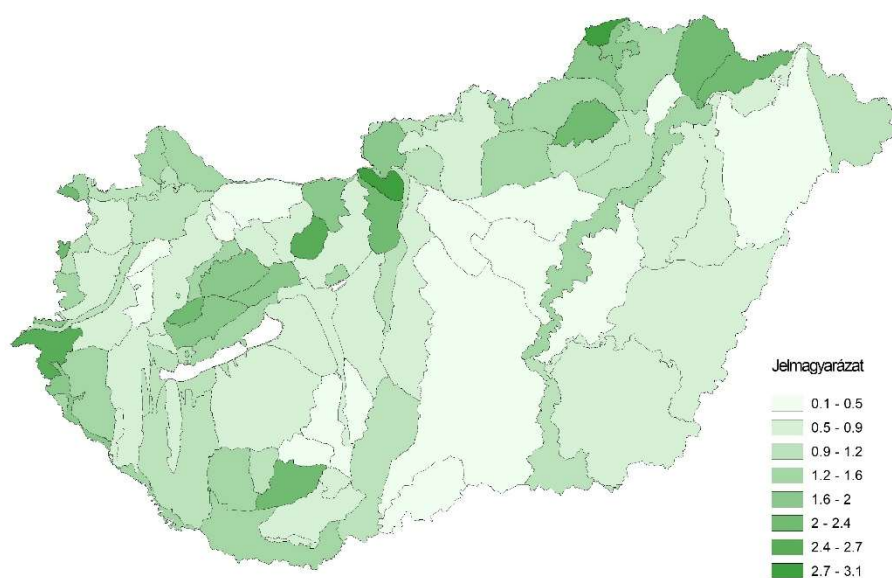
A  $TSI_{táj}$  érték alapján történő becslések az invázió sebességének változására utalhatnak és nem az előzőlött területek nagyságára. Viszonylag alacsony  $TSI_{táj}$  érték párosulhat nagy özönfaj által borított területtel, amely nagy felületű fajforrást és sok veszélyeztetett területet jelent. Az, hogy ebből a terjedésből, invázióból mennyi valósul meg, nagyban függ az adott táj felszínborításának szerkezetétől, a fafaj ökológiai viselkedésétől és a tájhasználati

változásoktól. Fontos feltételt és kérdést jelent, hogy van-e egyáltalán olyan (felhagyott) terület, amelyen a spontán erdősődés végbemehet, miközben minden más feltétel adott.

### Fajsám – Erdészeti tájak

Minden erdészeti tájra kiszámítottam a fafajok erdőrésztelenkénti átlagos számát honos és adventív csoportokra vonatkozóan. Egységesen a honos fafajokhoz soroltam a Dunántúl nyugati részén őshonos erdeifenyőt. A kiértékelés szempontjából honosként kezeltem a szelídgesztenyét, amely archeofiton ugyan, de őshonossága mellett megalapozott érveket vonultattak fel a tudományos diskurzus során, valamint természetvédelmi szempontból értéket és semmiképpen sem veszélyforrást jelent (Csapody 1972).

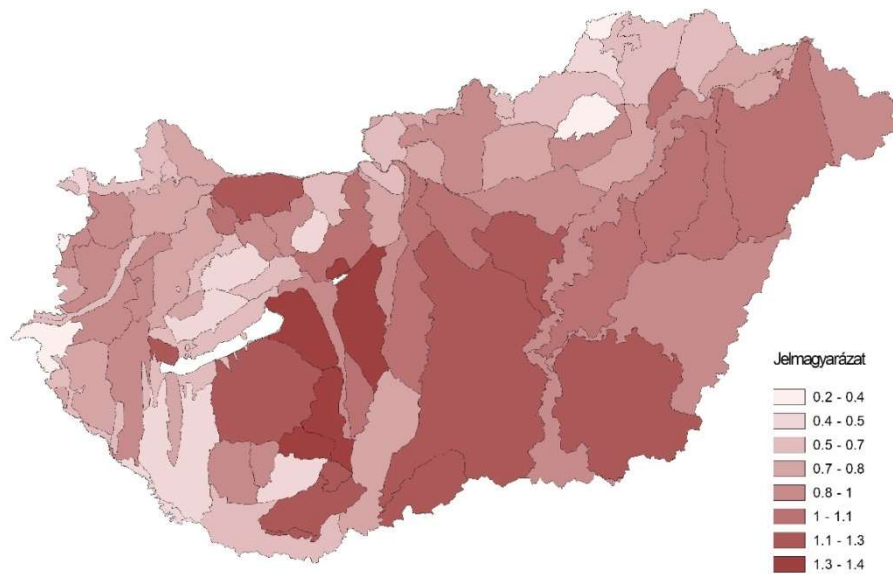
A magas honos fafajsám átlagértékeket mutató erdészeti tájak jórészt olyan területek, ahol viszonylag kevés talált erdő található és azok alacsony hányadát borítják inváziós fafajok. Nagyobb honos fafajsám jellemzi a középhegységek spontán eredetű erdeit, kiemelkedő értékeket mutat a Vértes, Visegrádi-hegység, Aggteleki-karszt és a Zempléni-hegység. Jellemzően több honos fafajt tartalmaznak a Nyugat-magyarországi peremvidék erdészeti tájai. A kiemelt példák közül a Zempléni-hegység és az Őrség rendelkezik nagyobb méretű spontán erdőterületekkel (7. ábra).



7. ábra A spontán erdőállományok honos fafajsámának átlaga erdészeti tájak szerint, a minimum 5%-os elegyarányú fafajokra vonatkozóan (beleértve az erdeifenyőt és szelídgesztenyét is)

Figure 7. Average native tree species number of spontaneous forest stands according to forest regions, calculated with species at least 5% mixing ratio (including scots pine and sweet chestnut)

Az adventív fafajok számát tekintve kiemelendők az Alföld tájai, a Győr–Tatai teraszos vidék, a Keszthelyi-dolomitvonulat és a Dunántúli-dombság egy része. A Duna–Tisza-közi hátságon az adventív fafajok számán kívül és az általuk elfoglalt terület is jelentős (8. ábra).



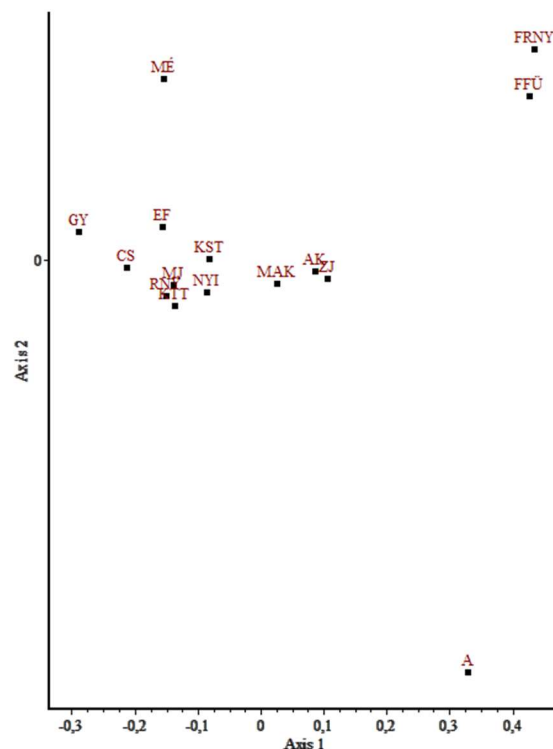
8. ábra A spontán erdőállományok adventív fafajszámának átlaga erdészeti tájak szerint, a minimum 5%-os elegyarányú fafajokra vonatkozóan

Figure 8. Average adventive tree species number of spontaneous forest stands according to forest regions, calculated with species at least 5% mixing ratio

### Fafajok – Ordinációs elemzés

A korrelációs koefficiens alkalmazó ordináció eredménye szerint jól elhatárolhatók azok a fafajok, amelyek nagyobb részt alkotnak elegyetlen spontán állományokat. A fehér akác határozott elkülönülését agresszív terjedési sajátosságai jól magyarázzák, de hasonló elkülönülés figyelhető meg a mézgás éger és a fehér fűz–fehér nyár csoport esetében is. Az ordinációs diagramon jellegzetes csoportot alkot a folyóvölgyeket előzőnlő zöld juhar és amerikai kőris. A keményfás ligeterdők fajaként a magyar kőris átmeneti helyzetet mutat a kocsányos tölgy irányába. A pionír erdei fenyő, rezgő nyár, bibircses nyír, a terepi tapasztalatoknak megfelelően sokszor egymással társulnak a spontán erdősődés korai szakaszában, de élesen nem választhatók el a kocsányos tölgytől és a kocsánytalan tölgytől. A vegyes előfordulásra két magyarázat lehetséges. Idős tölgy egyedek származhatnak a korábbi használat időszakából (pl. fás legelők) de előrehaladottabb szukcesszió esetében a pionír fázis végét is jelezhetik. A nem spontán állományoktól eltérően a gyakran előforduló gyertyán inkább fordul elő a csertölgygel, mint annál rosszabb terjedőképességű kocsányos- és kocsánytalan tölgygel (9. ábra).



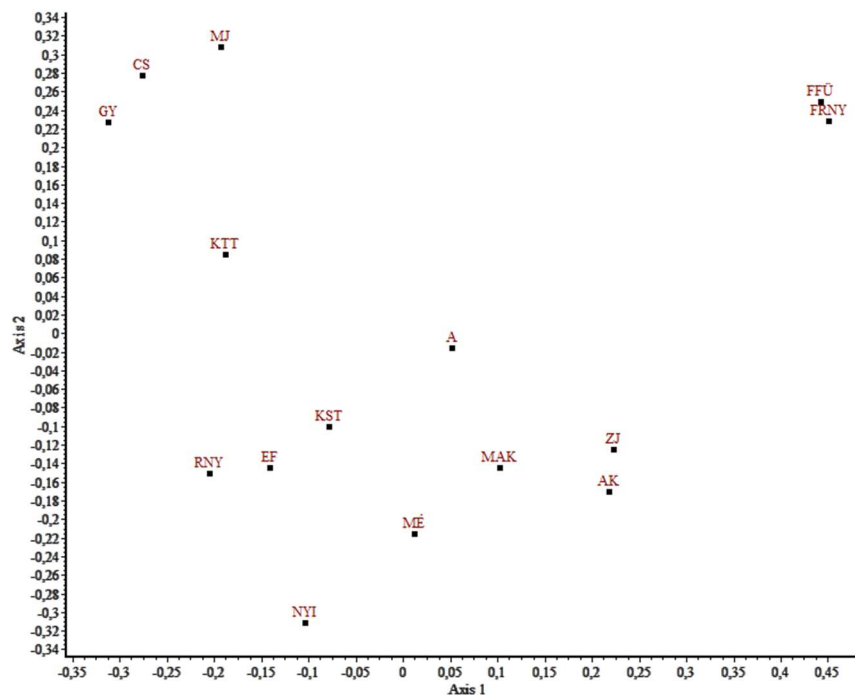


9. ábra A spontán erdőállományokat alkotó fafajok helyzete főkoordináta-analízis (PCoA) és korrelációs koefficiens alkalmazása esetén, a talált erdők adatai alapján (A fafajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található)

Figure 9. Positions of tree species using principal coordinates analysis (PCoA) and correlation coefficient, according to data of spontaneous forest stands (15 most important tree species in spontaneous forests) (Abbreviations are the same as in Table 1.)

A Bray-Curtis koefficiens az elegyarány viszonyokat úgy veszi figyelembe, hogy a fafajok egymáshoz képesti helyzete kevésbé függ összesített területüktől. A korrelációs módszer eredményéhez képest fontos különbség, hogy a fehér akác és a mézgás éger viselkedése a többi fafajhoz képest érdemben tanulmányozható. A fehér akáchoz legközelebb a magyar kőris és a kocsányos tölgy áll, a többi fafaj pozíciója nagyobb távolságot mutat. A mézgás éger két fő fajcsoport között látható. Egyik csoportot a korrelációs módszerrel is körülhatárolt puhafás ligeterdőkre jellemző őshonos (fehér fűz, fehér nyár) és inváziós fafajok (zöld juhar, amerikai kőris) egymástól is elkülönülő kisebb csoportjai jelentik. Másik csoportba az üde termőhelyek jellemző pionír fafajai tartoznak (bibircses nyír, rezgő nyár, erdei fenyő). A mézgás éger átmeneti helyzete jól mutatja előfordulásának kettős karakterét: a többletvízhatással rendelkező, völgyalji termőhelyeket (patakmenti égerliget) és a többletvízhatástól mentes pionír erdőket (Nyugat-Dunántúl). A gyertyán és csertölgy jellemző együttes előfordulását a Bray-Curtis koefficiens alkalmazása is megerősítette. A módszer határozottan különválasztja a mezei juhart a többi fajtól. A terepi tapasztalat valóban azt mutatja, hogy a fafaj képes felhagyott területeket gyorsan, nagy tömegben kolonizálni és ezt követően jól záródó lombkoronaszintet képezni, ami középtávon jelentős kompetíciós előnyöket jelent (10. ábra).





10. ábra A spontán erdőállományokat alkotó fajok helyzete főkoordináta-analízis (PCoA) és Bray-Curtis koefficiens alkalmazása esetén, a talált erdők adatai alapján (A fajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található)

Figure 10. Positions of tree species using principal coordinates analysis (PCoA) and Bray-Curtis coefficient, according to data of spontaneous forest stands (15 most important tree species in spontaneous forests) (Abbreviations are the same as in Table 1.)

### Következtetések és megvitatás

Az erdészeti üzemtervi adatok értékelése alapján a spontán erdősődés súlypontját a Nyugat-magyarországi-peremvidék, a Dunántúli-dombság és az Északi-középhegység dombvidékei jelentik. Az alföldeken ezek a szukcessziós folyamatok a homokvidékeket és a folyóvölgyeket jellemzik.

A sok spontán erdőterülettel rendelkező szárazabb klímájú erdészeti tájakon, ahol az őzönfajok erdőterületei is nagyobbak, az inváziós fajokkal (főként akáccal) történő erdősődés jellemző. Tiborcz és munkatársai (2019) tájmetriai módszerekkel becsülték meg az erdészeti tájak inváziós veszélyeztetését a kiválasztott őzön fajok erdőrészei alapján. A spontán akácosok elhelyezkedése a legtöbb tájban szinkronban van a súlyozott veszélyeztetés értékekkel. Feltűnő kivételként a Belső-Somogyi-homokvidéken a veszélyeztetés számított értéke jóval magasabb, mint a spontán akácosok területaránya. A táj természetföldrajzi és használati jellemzőinek köszönhetően az akác jelentős területarányából adódó inváziós nyomása nem képes érvényesülni és a spontán erdősődés szereplői főként őshonos fajok, kiemelten a mézgás éger.

A humidabb, főként őshonos fajokkal borított tájakon, a Délnyugat-Dunántúlon és az Északi-középhegység északkeleti részén az őshonos fajok a meghatározóak (gyertyán, rezgő nyár, Nyugat-Dunántúlon az erdei fenyő). Az utóbbi tájcsoporthoz nem csak az őshonos fajok borítása, hanem az erdőrészenkénti száma is magas, ami természetvédelmi szempontból is előnyös, diverz erdőket eredményezhet, feltéve, ha az erdősődés nem értékes fátlan élőhelyeket veszélyeztet.

A csertölgy terjedésére elsősorban azokon a tájakon számíthatunk, amelyek a cseres-kocsánytalantölgyes régió viszonylatában csapadékosabbak és ahol a felette lévő gyertyános-kocsánytalantölgyes régiók területén is megjelenhet jobb terjedőképessége és a változó klimatikus feltételek okán. A potenciális cseres-kocsánytalantölgyesek és a kapcsolódó klímaregió várható eltolódásának becslésével az utóbbi évtizedben több eltérő szemléletű hazai tanulmány is foglalkozott (Führer et al. 2011, Somodi et al. 2017, Bartha et al. 2018).

A spontán erdősödési folyamatok arra utalnak, hogy a kocsánytalan tölgy részvétele a szukcesszió korai stádiumában (amikor a spontán erdők kialakulnak) erősen korlátozott, amiben szintén közre játszhat az erősen K-stratégista szukcessziós jelleg és a klímaváltozás. Gulyás (2017) kutatásai során modellezte a fafaj várható elterjedését az elkövetkezendő évtizedekre, eredményei alapján a következő tájakon várható leginkább e fafaj visszaszorulása: Cserhát, Heves–Borsodi-dombság, Bükkalji-dombságok, Cserhát-vidék, Kelet-Zselic, Nyugat-Zselic. A felsorolt tájakra kapott TSI értékeink mindenhol negatívak, a Cserhát, Cserehát, Zselic esetében igen alacsonyak, a Heves–Borsodi-dombság és Bükkaljai-dombság esetében viszonylag magasak. A két kutatás eredményei csak óvatosan hasonlíthatók össze, hiszen a talált erdők adatai a múltra vonatkoznak, a klímamodellezés pedig egészen a 21. század végéig mutat, valamint a klíma csak egyet jelent a spontán erdősödés számos hatótényezője közül.

A szukcessziós stádiumok tipizált sorában a kocsánytalan- és a kocsányos tölgy egyaránt „késői” fajnak számít. A fajokra vonatkozó következtetések levonását viszont nehezíti, hogy az üzemtervezett talált erdők esetében nincs pontos információnk a megelőző művelés felhagyásának idejére vonatkozóan. A talált erdőként nyilvántartott állományok egy részének még abban az esetben sem volt idejük eljutni a K-stratégista fajokkal jellemezhető stádiumba, ha egyébként erre minden feltétel adott volt. A legrövidebb magterjesztési távolság elemzése alapján a kocsányos tölgy a kocsánytalan tölgyhöz képest jobb terjedési képességgel rendelkezik, a TSI<sub>országos</sub> értékek összehasonlítása alapján a csertölgyt is meghaladja.

A sokváltozós statisztikák szerint a spontán állományokban a cser inkább társul a gyertyánnal, mint a kocsánytalan tölgygel. A jelenség arra utal, hogy a vizsgált spontán erdők esetében a cser és a gyertyán eltérő klímaigényét részben felülírja a szukcessziós jellegükből adódó előnyük a kocsánytalan tölgygel szemben.

Alacsony teljes területarányának ellenére a mezei juhar magas terjedési potenciállal bír, aminek realizálódása nagyban függ a tájhasználat változásának folyamataitól. Széles ökológiai spektruma – amelyet az ordinációs elemzések is igazolnak – változatos termőhelyi szituációban segíti megjelenését. Jó terjedőképességű és a fényigényes adventív fafajok újulását jól árnyaló, őshonos fafaj, amelynek spontán terjedése természetvédelmi szempontból is kedvezőbb forgatókönyv, mint az inváziós fafajok térhódítása (Bartha és Bús 2017).

Az erdei fenyő viszonylag tág tűrőképességgel rendelkezik, de spontán terjedésének táji különbségei ismételtelen rámutatnak arra, hogy optimuma a csapadékosabb, üde klímaregiókhoz köti az arid termőhelyek helyett. Szintén ültetik száraz homokvidékekre a fehér (és szürke) nyárat, spontán terjedése mégis inkább nagyobb folyóvölgyeinkhez kötődik.

Az akáchoz hasonlóan az inváziós zöld juhar és amerikai kőris magas veszélyeztetés értékeit is visszaigazolja kutatásom a legtöbb erdészeti táj esetében. Kivételt a Közép-Dunai-sík jelent, ahol, bár gondot jelent a zöld juhar inváziója, de ez nem a talált erdőként megjelölt állományainak nagyságában nyilvánul meg (Tiborcz et al. 2019).

Az TSI<sub>országos</sub> értékek szerint az ezüst juhar és a királydió egyaránt potenciális veszélyforrásként értékelhető. Az ezüst juhart korábban alkalmi megjelenésű neofitonként tartják számon (Balogh et al. 2004), az aktuális tendenciákat tükrözi friss, inváziós besorolása (Bartha 2020). A királydió elsősorban ligeterdőkben és gyertyános-tölgyesekben okozhat természetvédelmi problémát (Szmorad 2018), jelenlegi besorolása potenciálisan inváziós (Bartha 2020). Mindezek ellenére az EASIN Union Concern adatbázisa mindkét taxont alacsony vagy ismeretlen hatású fajként tartja számon (URL1).

A talált erdőkben országos összesített arányukhoz képest nagyobb részesedéssel jelennek meg olyan értékes elegyfajok mint a vadkörte, a vadalma, a tatárjuhar és a mezei juhar. Spontán megjelenésük lehetővé teszi nagyobb természetességű erdőállományok kialakulását (Cojzer et al. 2014), ami számos élőlénycsoport diverzitásnak megőrzése szempontjából kulcsfontosságú (Korda 2016, Szomorad 2018). Fajdiverzitás szempontjából a spontán erdők is tükrözik azokat a mintázatokat, amelyeket Standovár és munkatársai (2017) állapítottak meg az Északi-középhegység három tagjára. A spontán erdők esetében a legmagasabb fajsám az Aggteleki-karsztot jellemzi, ezt követi a Börzsöny, míg a Mátra erdei feltűnően fajszegények az erdei fajok tekintetében.

### Köszönetnyilvánítás

Köszönöm Prof. Dr. Bartha Dénesnek és Dr. Csizsár Ágnesnek a kézirat készítéséhez nyújtott segítségüket, javaslataikat. Jelen publikáció az „EFOP-3.6.1-16-2016-00018 – A felsőoktatási rendszer K+F+I szerepvállalásának növelése intelligens szakosodás által Sopronban és Szombathelyen” című projekt támogatásával valósult meg.

### Irodalom

- Adamowski, W., Bomanowska, A. 2011: Forest return on an abandoned field – secondary succession under monitored conditions. *Folia Biologica et Oecologica* 7: 49–73.
- Albert, Á.J., Tóthmérész B., Török P. 2013: Közép-európai parlagokon zajló spontán gyeperedési folyamatok restaurációs ökológiai szempontú értékelése. *Botanikai Közlemények* 100: 201–216.
- Alexander, V.P., Volker, C.R., Matthias, B., Tobias, K., Daniel, M. 2012: Effects of institutional changes on land use: Agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven economies in post-Soviet Eastern Europe. *Environmental Research Letters* 7(2): 024021.
- Balogh L., Dancza I., Király G. 2004: A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból. In: Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.* pp. 61–92.
- Barbati, A., Bastrup-Birk, A., Baycheva-Merger, T., Bonhomme, C., Bozzano, M., Bücking, W., Camia, A., Caudullo, G., Cienciala, E., Cimini, D., Clark, D., Cools, N., Corona, P., De Vos, B., Domínguez, G., Edwards, D., Estreguil, C., Filipchuk, A., Fischer, R., Japelj, A. 2011: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. In *Proceedings of the Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe*. Oslo.
- Bartha D. 2020: Fekete Lista. Magyarország inváziós fa- és cserjefajai. / Black List. Invasive tree and shrub species of Hungary. \* Szürke Lista. Magyarország potenciálisan inváziós fa- és cserjefajai. / Grey List. Potentially invasive tree and shrub species of Hungary. Soproni Egyetem Kiadó / University of Sopron Press, Sopron. p. 83.
- Bartha D., Berki I., Lengyel A., Rasztovits E., Tiborcz V., Zagyvai G. 2018: Erdőtársulások és fajaik átrendeződési lehetőségei a változó klímában. *Erdészettudományi Közlemények* 8(1): 163–195.
- Bartha D., Bús M. (szerk.) 2017: Az év fája 2014: Mezei juhar (*Acer campestre*). Országos Erdészeti Egyesület, Budapest. p. 14.
- Bartha D., Bús M., Horváth T. (szerk.) 2006: Az év fája 2005: a közönséges boróka (*Juniperus communis* L.). Saját kiadás. p. 8.
- Bartha S., Molnár Zs. (szerk.) 2008: XI. MÉTA – túra (2008. október 13-17.) túrafüzete. Kézirat. Vácrátót.
- Cojzer, M., Diaci, J., Brus, R. 2014: Tending of Young Forests in Secondary Succession on Abandoned Agricultural Lands: An Experimental Study. *Forests*. 5: 2658-2678. 10.3390/f5112658.
- Csapody I. 1972: Őshonos-e a szelídgesztenye (*Castanea sativa* Mill.) hazánkban és Közép- ill. Dél-Európában. *Erdészeti és Faipari Tájékoztató, Sopron.* pp. 49–61.
- Csontos P., Tamás J. 2005: Tájidegen fajok által meghatározott spontán erdősődő területek növényzetének vizsgálata. *Kanitzia* 13: 69–79.
- Führer E., Marosi Gy., Jagodics A., Juhász I. 2011: A klímaváltozás egy lehetséges hatása az erdőgazdálkodásban. *Erdészettudományi Közlemények* 1(1): 17–28.
- Gulyás K. 2017: A klímaváltozás hatása a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) elterjedésére és produkciójára. Doktori értekezés. Sopron.
- Illyés E., Bölöni J. (szerk.) 2007: Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon. Budapest. p. 236.
- Jakucs P. 1972: *Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen*. Akadémiai kiadó. Budapest. p. 228.
- Korda M. (szerk.) 2016: Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. p. 679.

- Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinska, Z., Kasparinskis, R., Brūmelis, G. 2012: Patterns of afforestation on abandoned agriculture land in Latvia. *Agroforest Systems* 85: 215–231.
- Schmotzer A. 2016: Beerdősülő területek, gyepek-erdő mozaikok és szegélycserjések (esettanulmányok). In: Korda M. (szerk.) Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. pp. 551–574.
- Somodi, I., Molnár, Zs., Czucz, B., Bede-Fazekas, Á., Bölöni, J., Pásztor, L., Annamária Laborczi, A., E. Zimmermann, N. 2017: Implementation and application of Multiple Potential Natural Vegetation models – a case study of Hungary. *Journal of Vegetation Science*. DOI: 10.1111/jvs.12564
- Standovár T., Szmorad F., Kelemen K., Kenderes K. 2017: Az erdőállapot-felmérés eredményei. In: Standovár T., Bán M., Kézdy P. (szerk.): Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben, Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, pp. 189–440.
- Szmorad F. 2018: A fafajösszetétel. In: Erdőgazdálkodás és erdőkezelés Natura 2000 területeken. Rosalia kézikönyvek (4). Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 111–125.
- Teleki, B., Sonkoly, J., Erdős, L., Tóthmérész, B., Prommer, M., Török, P. 2019: High resistance of plant biodiversity to moderate native woody encroachment in loess steppe grassland fragments. *Applied Vegetation Science* 10.1111/avsc.12474.
- Tiborcz V., Major F., Zagyvai G., Bartha D. 2019: Négy özönfaj (fehér akác, zöld juhar, amerikai kőris, mirigyes bálványfa) inváziós veszélyeztetésének kockázatbecslése az Országos Erdőállomány Adattár alapján. *Tájakölögi Lapok* 17(1): 93–106.
- Whisenant, S. 2005: Managing and directing natural succession. In: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.) *Forest Restoration in Landscapes*. Springer, New York. pp. 257–261.
- Zagyvai G., Csiszár Á., Korda M., Schmidt D., Šporčić D., Teleki B., Tiborcz V., Bartha D. 2012: Előzetes eredmények száraz és félszáraz élőhelyek szukcessziós változásainak vizsgálatáról. *Botanikai Közlemények* 99(1–2): 123–141.
- Zagyvai G. 2016: Közösségi jelentőségű erdei élőhelyek spontán regenerációjának esélyei a Cserhátban – lehetőségek és veszélyek. In: Korda M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. pp. 575–602.
- Zólyomi B. 1989: Természetes növénytakaró, 1:1.500.000. In: Pécsi M. (szerk.): Magyarország nemzeti atlasza. Kartográfiai Vállalat, Budapest. p. 89.
- URL1: <https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin> (Hozzáférés/accessed: 2020. 04. 22.) - EASIN Union Concern – Európai Inváziós Fajok Információs Hálózata

## SPECIES COMPOSITION OVERVIEW OF SPONTANEOUS FOREST STANDS ACCORDING TO HUNGARIAN NATIONAL FORESTRY DATABASE

G. ZAGYVAI

University of Sopron, Faculty of Forestry, Department of Botany and Nature Conservation  
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4., e-mail: zagyvai.gergely@uni-sopron.hu

**Keywords:** spontaneous afforestation, forest succession, species composition, regeneration, ability to spread, invasive tree species

The species composition of spontaneous forest stands was analysed on the ground of the National Forest Database. Processed stands have been registered as “found forest” in the course of forest planning. Stand types of spontaneous forests were analysed according to forest regions. Tree species were compared on a nationwide and regional scale using variables: area, from area calculated indicators, Tree Spreading Index (TSI). Relationships of the most important tree species were characterized by multivariate statistics. The area and species composition of spontaneous forests represent a high regional heterogeneity. In most regions, spontaneous stands are sites of invasive species spreading (first of all black locust – *Robinia pseudoacacia*). Despite invasion hazards, forest regeneration with many native tree species is a realistic scenario on a sizable area in the southwest part of the Transdanubian region and east part of Northern Medium Mountains. Species composition data shows a decreasing role of sessile oak compared with turkey oak. The higher importance of some r-K selected tree species (e. g. field maple) in the course of forest succession provides a good long-term alternative to mid-term decreasing native pioneer and invasive species. Some adventive species (e. g. silver maple – *Acer saccharinum*) are not qualified as the most important invasive species, but after our results, these are going to be most dangerous and can be problematic in the aspect of nature conservation.

## Melléklet

2. táblázat A részletesen vizsgált fafajok által borított terület erdészeti tájaként (ha)  
 Table 2. Area of particularly examined tree species according to forest regions (ha)

Erdészeti táj	Talált erdők (ha)	<i>Quercus cerris</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Salix alba</i>	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>danubialis</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Acer campestre</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Populus tremula</i>	<i>Populus alba</i>	<i>Acer negundo</i>
Szatmár-Beregi-síkság	856,3	0,1	245,5	31,3		90,0	3,5	62,9		58,7	7,7	9,1		4,9	140,6	40,5
Bodrogköz	83,4		3,8	0,9		14,7		0,1		3,4	0,4	1,6		1,4	37,2	0,9
Rétköz	227,4		56,0		0,2	62,1	0,1	4,9		0,2	1,0				38,1	0,5
Nyírség	6488,7		5555,6	8,6	75,6	52,3	0,0	24,0		3,4	71,6	0,1	0,5	1,6	151,5	2,1
Hajdúság	52,0		14,5	3,0		2,0		9,3		0,8					1,8	0,1
Berettyó-Körös-vidék	431,1	3,5	99,2	59,4		46,2	0,1	40,5		9,6	5,3	0,5			43,9	13,1
Hortobágy	68,0		14,3	7,6		0,9		15,5		0,4					4,1	0,4
Nagykunság	158,1	0,4	87,7	11,7		10,1		19,0					0,6		15,0	
Körös-Maros-köze	165,7	3,1	54,5	10,5		1,9		16,1		2,4		0,1			23,7	2,1
Közép-Tisza-ártér	1227,1	1,1	42,8	144,4		278,1		8,1		0,8	3,4				332,4	189,9
Alsó-Tisza-ártér	504,5		3,3	121,6		111,7		25,9		0,9		0,2			72,1	39,7
Tápió-Zagyva-vidék	297,3	0,5	146,1	5,5	0,7	8,7		4,1			0,3	0,0	1,5	1,0	10,5	14,1
Gyöngyös-Hevesi-síkság	68,8		26,3	3,0				24,8								4,5
Borsod-Zempléni-síkság	52,6		14,6	3,4		8,7		2,0		1,1	2,8				4,6	5,8
Duna-Tisza közti hátság	3888,0	1,2	2498,6	3,2	27,3	8,6		17,8		38,8	17,2	0,6		0,4	514,5	36,4
Bácskai-lőszhát	91,6		66,2	1,2		0,9		0,9							7,0	
Dunai-szigetek	229,1		46,7	0,7		60,5		1,8		0,0		0,8			40,4	22,0
Közép-Duna-menti sík	270,9	0,2	88,9	0,6	4,8	85,0		1,4				0,1	0,8	4,1	23,9	6,3
Közép- és Alsó-Duna-ártér	780,0		64,6	25,9		380,0		3,8		41,0		1,7			84,2	33,6
Mezőföldi-lőszhát	292,3	2,6	182,3	4,1	0,4	6,1	2,1	2,4		0,4		0,1	0,6		24,5	4,1
Sárrét-Sárvíz-völgye	63,0	0,2	23,3	1,8		1,4		3,4		0,7					13,3	
Tengelic-homokvidék	223,5	0,6	140,3	1,3	9,8	18,9		2,8		10,0	1,7	1,2	0,4	0,4	19,5	0,7
Drávamenti-síkság	746,1	1,8	206,0	12,7	4,7	65,4	72,3	48,1		117,3	93,4	16,3	2,0	7,1	48,9	0,5
Zempléni-hegység	864,3	0,2	140,5		192,2	7,4	167,9	11,6	123,0		42,9	17,9	25,4	45,1	0,0	0,5
Szerencsi-dombság	20,6		17,7		0,4			2,1								0,0
Borsodi-dombság	288,9	31,8	68,9	0,4	31,7	10,6	34,7	4,6	18,0		12,9	8,0	2,5	54,2	2,7	
Cserehát	1010,6	49,1	316,9		285,9	31,5	18,3	30,9	21,9		9,9	9,8	30,3	134,1	12,2	0,6
Aggteleki-karszt	123,7	7,2	4,6		13,5	1,3	29,8	2,0	7,9		1,2	12,6		15,9	0,0	
Rudabánya-Szalonnai-hegység	237,1	24,0	55,3		65,2	3,3	23,9		5,6		5,6	10,5	0,1	24,9	0,0	
Heves-Borsodi-dombság	1689,5	273,1	573,1	0,5	129,0	37,0	238,5	25,4	90,1	1,1	49,1	55,5	7,4	94,3	0,1	0,2
Központi-Bükk	292,1	25,8	35,6		15,1	0,1	70,9	0,1	27,4		6,0	3,6	13,1	2,3	0,4	
Bükkalji-dombságok	421,5	34,7	225,1		14,4	3,8	6,7	13,5	62,0		5,2	4,7	0,6	33,7	0,0	0,2
Mátra	477,5	72,2	190,4		20,5	20,9	73,9	1,6	17,0		9,1	11,5	0,9	17,0	2,2	3,7
Gödöllői-dombság	331,4	5,3	243,1	0,1	3,3	7,6	0,2	5,3	0,5		13,1	3,8	0,3	2,0	11,3	6,4
Nyugati-Cserhát-vidék	93,7	11,2	54,0	0,7	1,0	6,5	2,7	0,2	1,2			6,8		0,9	0,6	
Középső-Cserhát-vidék	806,3	139,3	503,7	2,7	16,9	14,3	42,0	0,9	10,4		3,0	44,3	0,1	5,0	0,2	0,9
Karancs-Medves-vidék	174,6	36,9	76,4		5,2	0,3	9,1		4,9		10,9	9,5	4,5	8,3	1,8	
Ipoly-medence	64,6	1,8	30,6			11,2	0,6	0,1			8,4	1,3		2,7	0,7	1,6
Börzsöny	303,3	75,7	87,7		0,8	3,8	52,1	0,2	12,3		13,5	33,8	0,4	1,1	0,0	0,2
Visegrádi-hegység	129,9	14,9	5,5		1,9		25,5		24,0			9,9		0,1	0,2	
Pilis-Budai-hegység	410,0	27,0	47,3		0,7	4,7	44,2	0,4	50,4			12,4			3,5	1,2
Gerecse	92,7	10,0	25,7			7,9	4,2		0,5			24,7			0,9	
Vértes	189,7	52,3	23,9			1,2	16,7	8,6	1,5		12,9	19,4		0,4	3,2	
Velencei-hegység	24,4		9,4	0,0		0,9		0,6				2,0			1,1	1,7
Velencei-vidéki dombvidékek és medencék	137,4	8,1	62,0	0,3	2,2	15,7	0,1					2,5	0,0		0,3	7,3
Devecseri-Bakonyalja	29,7	6,3	6,8	0,3	2,8		4,0	2,7			1,4	0,9	2,0	0,8	0,0	
Pápai-Bakonyalja	50,4	6,9	11,2	0,5	2,5	0,9	2,9	0,1	0,2	1,4	15,6	0,1	0,1	0,7	0,2	0,2
Súri-Bakonyalja	242,8	16,4	141,8	0,0	1,1	9,4	3,7	0,1	0,3		39,7	3,7			4,4	
Pannonhalmi-dombság	38,8		30,3	1,5	3,4							0,1			0,0	
Vértesalji-dombság	145,3	2,4	68,2		5,7	10,0	0,2				27,4	2,9	1,5		9,4	0,7

2. táblázat folytatása

Erdészeti táj	Talált erdők (ha)	<i>Quercus cerris</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Salix alba</i>	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>danubialis</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Acer campestre</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Populus tremula</i>	<i>Populus alba</i>	<i>Acer negundo</i>
Magas-Bakony	308,5	31,6	52,3		3,2	3,2	64,7	0,9	0,7		52,3	36,9	1,1	0,3	1,7	
Keleti-Bakony	105,8	14,2	24,4		1,3	1,7	2,7				0,6	15,9		0,1	0,7	
Déli-Bakony	121,6	49,0	19,4		2,9	0,2	16,0	0,0	0,2		1,1	7,0	4,2		0,0	
Balaton-felvidék	216,5	52,9	64,2		6,1	0,2	5,2		5,1			15,0			0,0	
Keszthelyi-dolomitvonulat	72,6	2,8	34,8			5,4	3,9	1,3	0,1		0,8	0,9			0,0	
Tátika-csoport	96,3	7,2	38,4			0,4	29,4			0,2	12,6	0,4	0,2	0,2	0,0	
Győr-Tatai teraszos vidék	106,1		52,6	0,4	8,0	3,4					2,2		1,8		11,4	0,9
Szigetköz-Rábaköz	67,1		9,6	0,1		12,2		0,7			1,5			0,1	14,9	0,0
Mosoni-síkság	2,6		1,1												1,0	
Rábaköz	48,3		10,6	0,8		10,3					1,6			0,1	3,4	
Fertő-Hanság-medence	82,7		3,4	0,8		7,8		0,6			53,2				2,4	
Kemenesalja	97,2	0,9	70,4		5,3	1,0	1,0	0,4		1,2	15,8	0,4			0,0	
Pápa-Devecseri-síkság	163,6	5,7	84,9	0,6	0,1	2,5	4,2	4,6		0,5	37,5	3,1	3,3	1,2	4,3	
Soproni-hegység	15,6	0,4	0,9		1,2	0,5	1,6		0,2		5,4		0,3	1,5	0,5	
Soproni-dombság	4,2		0,9			1,2						0,2			0,0	
Kőszegi-hegység	36,7		1,4		10,0		4,1		2,0		6,5	0,5	2,9	2,1	0,0	
Kőszeg-hegyalja	113,9	6,4	48,4		32,6	0,4	2,0	0,8	3,3		4,5	2,6	2,5	1,7	0,0	
Pinka-fennsík	137,8	3,9	63,2		35,2	0,8	6,5	9,0			2,2	4,1	0,2	3,7	0,0	
Ikva-Répe-sík	52,8	1,3	38,9			0,9	0,2	0,9			0,7	2,0			0,9	
Rába-völgy	56,1		14,2			3,8	0,2	7,9			10,6	2,5			0,8	
Gyöngyös-sík	39,3		23,2		10,6		0,2	0,1	0,2		2,5	0,2		0,1	0,0	
Felső-Kemeneshát	43,0	0,7	34,6					0,8			5,3	0,6			0,1	
Alsó-Kemeneshát	389,9	5,2	269,6	2,2	12,1	3,4	10,5	3,4	0,4	0,5	58,7	1,8	3,8	3,3	0,0	
Felső-Őrség	21,8	0,1	7,1		5,7	3,5	3,5	0,8	0,1		0,1		0,3	0,2	0,0	
Alsó-Őrség	1255,5	3,4	71,6	0,9	447,8	0,7	113,0	106,4	64,8	1,1	166,3	2,2	86,2	77,9	0,0	
Göcseji-dombság	2763,4	63,1	997,0	4,9	416,4	17,3	365,4	60,7	21,9	10,1	453,3	104,1	9,3	37,1	2,2	0,3
Kerka-Mura-völgy	524,0		49,5	19,4	16,1	58,2	17,0	82,6	0,2	33,9	141,0	12,6	5,9	33,5	10,5	
Balatoni-medence	216,8		58,6	3,7		24,8	0,1	0,3		26,5	58,2	1,1	0,1	0,6	5,4	14,9
Külső-Somogy	937,4	25,2	561,4	1,4	14,8	20,7	14,3	11,7	2,1	3,8	66,9	48,4	1,5	0,0	5,8	14,2
Közép-Dráva völgy	287,2		44,3	0,7		51,7	1,9	19,2		18,5	60,1	6,3			52,8	
Belső-Somogyi-homokvidék	3013,4	60,2	560,4	3,5	181,3	21,2	123,8	139,6	0,3	49,8	1424,6	11,8	284,2	22,3	11,2	3,9
Marcali-hát	163,9	11,6	85,8	1,0	0,2	5,3	8,0	10,1		0,7	35,9	1,2			0,0	
Kelet-Zalai-löszvidék	2323,6	33,6	1470,4	5,2	30,6	30,6	118,2	24,4	13,5	15,9	283,7	131,3	1,8	11,8	8,0	2,7
Kanizsai-homokvidék	230,9	0,1	106,4		9,3	7,7	2,1	11,3		7,6	73,0	0,2	5,8	1,9	0,3	0,4
Nyugat-Zselic	1085,1	78,2	490,5		19,7	11,5	157,4	7,8	9,5	7,3	90,0	102,7	0,2	2,2	1,1	0,9
Kelet-Zselic	236,8	26,3	109,7		0,8	1,1	23,4	3,2	5,0	0,4	12,7	18,9		1,6	0,0	3,6
Tolnai-hegyhát és Szekszárdi-dombság	453,5	4,9	308,4	0,3	2,4	6,6	1,4	0,0	0,2	1,1	4,1	7,4			3,9	39,6
Baranyai-hegyhát és Völgség	66,3	0,2	41,3		0,1	0,0		0,2	0,0	1,4	0,5	1,2		0,4	0,1	6,7
Mecsek	308,2	61,3	61,8	0,2	3,3	3,5	63,5	0,8	14,5		15,6	25,6	1,1	2,6	0,7	
Geresdi-dombság	57,9	2,8	40,0		0,1		2,9		0,0			4,1		0,1	0,0	0,0
Dél-Baranyai-dombság	298,6	8,1	173,2	3,4	3,0	9,9	16,4	1,5		1,8	6,8	19,4	0,5		1,9	0,2
Villányi-hegység	62,7	4,3	30,8		0,4	0,6	2,4	0,0	0,6			4,1		0,1	3,1	
<b>Összesen</b>	<b>42641</b>	<b>1513</b>	<b>18966</b>	<b>519</b>	<b>2219</b>	<b>1858</b>	<b>2138</b>	<b>962</b>	<b>624</b>	<b>475</b>	<b>3660</b>	<b>941</b>	<b>513</b>	<b>671</b>	<b>1860</b>	<b>526</b>



3. táblázat A részletesen vizsgált fafajok TSI<sub>táj</sub> értékei erdészeti tájanként  
(kiemelt értékek 10 ha/erdészeti táj/fafaj felett)

Table 3. TSI (Tree Spreading Index) region values of particularly examined tree species according to forest regions (highlighted values over 10 ha/forest region/tree species)

Erdészeti táj	<i>Quercus cerris</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Salix alba</i>	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>danubialis</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Acer campestre</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Populus tremula</i>	<i>Populus alba</i>	<i>Acer negundo</i>
Szatmár-Beregi-síkság	-0,87	0,68	0,66	-1,00	0,54	-0,71	-0,77	-1,00	0,00	0,10	-0,18	-1,00	0,36	0,59	0,77
Bodrogköz	-1,00	-0,38	-0,22	-1,00	0,63	-1,00	-0,99	-1,00	0,50	0,42	0,64		0,96	0,78	0,74
Rétköz		0,38	-1,00	-0,07	0,42	-0,45	-0,58		-0,81	-0,26	-1,00	-1,00	-1,00	-0,05	-0,15
Nyírség	-1,00	0,16	0,23	-0,68	0,60	-1,00	-0,92	-1,00	-0,46	0,17	-0,95	-0,58	0,08	0,05	0,22
Hajdúság	-1,00	0,10	0,45	-1,00	0,67	-1,00	-0,21		0,45		-1,00	-1,00		0,11	0,44
Berettyó-Körös-vidék	-0,72	0,30	0,69	-1,00	0,53	-0,34	-0,61	-1,00	-0,05	0,91	-0,32	-1,00	-1,00	0,33	0,83
Hortobágy	-1,00	0,49	0,29	-1,00	0,68	-1,00	-0,45		-0,63	-1,00	-1,00	-1,00		0,15	0,97
Nagykunság	-0,88	0,57	0,70	-1,00	0,91		-0,52		-1,00		-1,00	0,96		-0,08	-1,00
Körös-Maros-köze	-0,33	0,12	0,17	-1,00	0,62	-1,00	-0,52	-1,00	-0,49		-0,50	-1,00	-1,00	0,48	0,59
Közép-Tisza-ártér	-0,81	0,07	0,45	-1,00	0,33	-1,00	-0,90	-1,00	-0,87	-0,02	-1,00	-1,00	-1,00	0,23	0,68
Alsó-Tisza-ártér	-1,00	-0,56	0,41	-1,00	0,25	-1,00	-0,57		-0,75	-1,00	-0,17			-0,02	0,62
Tápió-Zagyva-vidék	-0,68	0,14	0,51	-0,90	0,90		-0,76		-1,00	0,94	-0,49	0,72	0,94	-0,43	0,86
Gyöngyös-Hevesi-síkság	-1,00	-0,01	0,39	-1,00	-1,00	-1,00	0,32	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,20	-1,00
Borsod-Zempléni-síkság	-1,00	-0,01	0,12	-1,00	0,70		-0,74	-1,00	0,60	0,46	-1,00	-1,00	-1,00	0,39	0,84
Duna-Tisza közí hátság	-0,35	0,24	0,01	-0,83	0,78	-1,00	-0,62	-1,00	0,42	0,49	0,12	-1,00	-0,06	-0,17	0,77
Bácskai-lőszhát	-1,00	0,15	0,74	-1,00	0,68		-0,63		-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-0,55	-1,00
Dunai-szigetek	-1,00	-0,08	0,21	-1,00	0,45		-0,74	-1,00	-0,99	-1,00	-0,37	-1,00	-1,00	0,11	0,43
Közép-Duna-menti sík	-0,81	-0,11	-0,46	-0,47	0,84	-1,00	-0,85	-1,00	-1,00	-1,00	-0,86	0,55	0,95	-0,17	0,32
Közép- és Alsó-Duna-ártér	-1,00	0,02	0,06	-1,00	0,77	-1,00	-0,92		-0,39	-1,00	-0,37	-1,00		-0,19	0,24
Mezőföldi-lőszhát	-0,71	0,10	0,40	-0,92	0,69	0,72	-0,84	-1,00	-0,60	-1,00	-0,88	0,52		0,51	0,44
Sárrét-Sárvíz-völgye	-0,86	0,11	-0,07	-1,00	0,52	-1,00	-0,59	-1,00	0,08	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,47	-1,00
Tengelici-homokvidék	-0,06	0,04	0,63	-0,54	0,91	-1,00	-0,58		0,80	-0,41	0,64	-0,67	0,72	0,24	0,48
Drávamenti-síkság	-0,79	0,21	0,52	-0,12	0,54	0,17	-0,71	-1,00	0,22	0,28	0,25	0,58	0,70	0,28	0,06
Zempléni-hegység	-0,54	0,72	-1,00	0,72	0,95	0,31	0,42	-0,56	-1,00	0,74	0,80	0,73	0,81	-1,00	0,97
Szerencsi-dombság	-1,00	0,41	-1,00	0,03		-1,00	0,02	-1,00		-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	
Borsodi-dombság	-0,29	0,68	0,81	0,65	0,94	-0,03	-0,50	-0,77		0,81	0,73	0,87	0,88	0,89	
Cserhát	-0,48	0,08	-1,00	0,58	0,58	-0,35	-0,57	-0,84	-1,00	0,36	0,37	0,68	0,81	0,39	0,45
Aggteleki-karszt	0,21	0,63		0,70	0,96	-0,07	0,09	-0,64	-1,00	0,44	0,78	-1,00	0,90		
Rudabánya-Szalonnai-hegység	-0,52	0,51	-1,00	0,70	0,80	-0,20	-1,00	-0,81		0,55	0,73	-0,26	0,83		
Heves-Borsodi-dombság	-0,29	0,32	0,93	0,11	0,86	0,17	0,53	-0,51	0,86	0,63	0,69	0,76	0,85	-0,88	0,76
Központi-Bükk	-0,06	0,79	-1,00	0,67	0,01	0,33	-0,56	-0,56		0,81	0,50	0,97	0,82	0,99	
Bükkalji-dombságok	-0,51	0,33	-1,00	-0,42	0,56	-0,12	-0,27	-0,17	-1,00	0,87	0,22	0,48	0,87	-1,00	0,31
Mátra	-0,10	0,51	-1,00	0,10	0,91	0,23	-0,07	-0,78	-1,00	0,52	0,72	-0,03	0,87	0,46	0,97
Gödöllői-dombság	-0,72	0,26	-0,62	-0,77	0,83	-0,91	-0,74	-0,93	-1,00	0,82	-0,40	0,00	0,93	0,20	0,83
Nyugati-Cserhát-vidék	-0,34	0,33	0,96	-0,64	0,94	-0,09	-0,63	-0,90	-1,00	-1,00	0,74	-1,00	0,94	0,87	-1,00
Középső-Cserhát-vidék	-0,26	0,26	0,88	-0,32	0,70	0,17	-0,86	-0,86	-1,00	-0,05	0,59	-0,48	0,74	-0,25	0,61
Karancs-Medves-vidék	-0,08	0,34	-1,00	-0,45	0,40	-0,09	-1,00	-0,74		0,88	0,84	0,83	0,81	0,94	-1,00
Ipoly-medence	0,17	0,02	-1,00	-1,00	0,84	0,07	-0,96	-1,00	-1,00	0,33	0,81	-1,00	0,86	-0,03	0,84
Börzsöny	0,09	0,58	-1,00	-0,57	0,84	0,18	-0,75	-0,77		0,76	0,81	0,82	0,94	-1,00	0,92
Visegrádi-hegység	-0,10	0,16		0,62	-1,00	0,24	-1,00	-0,42		-1,00	0,74	-1,00	0,83	0,98	-1,00
Pilis-Budai-hegység	-0,57	0,31	-1,00	-0,76	0,86	0,28	-0,84	-0,21	-1,00	-1,00	0,14	-1,00	-1,00	0,74	0,86
Gerecse	-0,57	0,55	-1,00	-1,00	0,96	-0,25	-1,00	-0,90	-1,00	-1,00	0,70	-1,00	-1,00	0,70	-1,00
Vértes	-0,13	0,55	-1,00	-1,00	0,64	0,08	0,43	-0,72	-1,00	0,80	0,41	-1,00	0,53	0,65	-1,00
Velencei-hegység	-1,00	0,28	-0,60	-1,00	0,89	-1,00	-0,40	-1,00	-1,00	-1,00	0,21	-1,00		0,54	0,96
Velence-vidéki dombvidékek és medencék	-0,44	0,04	-0,41	-0,31	0,82	-0,86	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,06	-0,02	-1,00	-0,56	0,88
Devecseri-Bakonyalja	-0,32	0,36	0,95	0,01	-1,00	0,41	-0,46	-1,00		0,33	0,89	0,76	0,96	-1,00	-1,00
Pápai-Bakonyalja	-0,26	0,07	0,91	-0,59	0,69	-0,02	-0,96	-0,54	0,74	0,64	-0,28	0,46	0,96	0,43	0,92
Súri-Bakonyalja	-0,66	0,35	-0,66	-0,74	0,79	-0,70	-0,98	-0,95	-1,00	0,63	0,25	-1,00	-1,00	0,83	-1,00
Pannonhalmi-dombság	-1,00	0,25	0,97	0,08	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-0,41	-1,00		-1,00	-1,00
Vértesalji-dombság	-0,91	0,27	-1,00	0,13	0,69	-0,95	-1,00	-1,00	-1,00	0,70	-0,02	0,56	-1,00	0,74	0,27

3. táblázat folytatása

Erdészeti táj	<i>Quercus cerris</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Salix alba</i>	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>danubialis</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Acer campestre</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Populus tremula</i>	<i>Populus alba</i>	<i>Acer negundo</i>
Magas-Bakony	-0,19	0,63	-1,00	-0,25	0,80	0,22	-0,75	-0,90	-1,00	0,71	0,82	0,23	0,37	0,91	-1,00
Keleti-Bakony	-0,36	0,76	-1,00	-0,14	0,89	-0,41	-1,00	-1,00	-1,00	0,69	0,77	-1,00	0,71	0,73	-1,00
Déli-Bakony	-0,02	0,66	-1,00	-0,20	0,83	0,09	-0,99	-0,94	-1,00	0,59	0,71	0,86	-1,00	-1,00	-1,00
Balaton-felvidék	-0,30	0,65	-1,00	-0,39	0,15	0,00	-1,00	-0,49		-1,00	0,44	-1,00		-1,00	-1,00
Keszthelyi-dolomitvonulat	-0,75	0,85	-1,00	-1,00	0,93	0,05	0,02	-0,90		0,41	0,62	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Tátika-csoport	-0,49	0,64	-1,00	-1,00	0,54	0,36	-1,00	-1,00	0,87	0,50	-0,11	0,58	0,96	-1,00	
Győr-Tatai teraszos vidék	-1,00	0,01	0,12	-0,26	0,71	-1,00	-1,00	-1,00		0,62	-1,00	0,88	-1,00	0,33	0,69
Szigetköz-Rábaköz	-1,00	0,34	-0,17	-1,00	0,40	-1,00	-0,73		-1,00	0,52	-1,00	-1,00	0,82	0,18	-0,78
Mosoni-síkság	-1,00	0,49	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00		-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,81	-1,00
Rábaköz	-1,00	0,07	0,01	-1,00	0,75	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	0,02	-1,00	-1,00	0,91	0,42	-1,00
Fertő-Hanság-medence	-1,00	0,29	0,35	-1,00	0,18	-1,00	-0,64		-1,00	0,61	-1,00	-1,00	-1,00	-0,38	-1,00
Kemenesalja	-0,91	0,39	-1,00	-0,35	0,85	-0,63	-0,97	-1,00	0,75	0,82	0,72	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Pápa-Devecseri-síkság	-0,28	-0,02	0,34	-0,98	0,51	0,31	-0,69	-1,00	-0,01	0,77	0,85	0,65	0,90	0,15	-1,00
Soproni-hegység	0,60	0,82	-1,00	-0,12	0,99	0,17	-1,00	-0,92		0,90	-1,00	-0,14	0,96	0,99	-1,00
Soproni-dombság	-1,00	0,47	-1,00	-1,00	0,99	-1,00	-1,00	-1,00		-1,00	0,77		-1,00	-1,00	
Kőszegi-hegység	-1,00	0,60		0,35	-1,00	0,49	-1,00	-0,65		0,82	0,97	0,66	0,79		
Kőszeg-hegyalja	-0,32	0,51	-1,00	-0,01	0,39	-0,44	-0,78	-0,77		0,49	0,88	0,86	0,69	-1,00	
Pinka-fennsík	-0,49	0,67	-1,00	-0,20	0,74	-0,21	-0,52	-1,00	-1,00	0,19	0,86	0,40	0,82	-1,00	
Ikva-Répcse-sík	-0,81	0,40	-1,00	-1,00	0,84	-0,24	-0,82	-1,00	-1,00	0,08	0,90	-1,00	-1,00	0,78	-1,00
Rába-völgy	-1,00	0,19	-1,00	-1,00	0,16	-0,89	-0,40	-1,00	-1,00	0,38	0,53	-1,00	-1,00	0,08	-1,00
Gyöngyös-sík	-1,00	0,47	-1,00	0,08	-1,00	-0,82	-0,98	-0,55		0,37	0,11	-1,00	0,48	-1,00	-1,00
Felső-Kemeneshát	-0,74	0,22	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-0,29	-1,00		0,96	0,80	-1,00		0,84	
Alsó-Kemeneshát	-0,73	0,29	0,83	-0,69	0,77	-0,38	-0,86	-0,96	-0,07	0,54	0,54	0,90	0,89	0,43	-1,00
Felső-Örség	-0,05	0,85	-1,00	-0,12	0,97	0,09	-0,30	-0,93	-1,00	-0,66	-1,00	-0,07	0,44	-1,00	
Alsó-Örség	-0,25	0,42	0,73	-0,07	0,39	-0,06	-0,12	-0,29	0,59	0,55	0,89	0,72	0,85	-1,00	
Göcseji-dombság	-0,12	0,49	0,64	-0,01	0,81	0,04	-0,64	-0,89	0,31	0,60	0,82	0,50	0,78	0,80	0,90
Kerka-Mura-völgy	-1,00	0,18	0,14	-0,18	0,39	-0,23	-0,47	-0,52	-0,07	0,31	0,54	0,68	0,69	0,27	-1,00
Balatoni-medence	-1,00	0,46	-0,47	-1,00	0,24	-0,70	-0,96	-1,00	0,33	-0,08	0,48	-0,30	0,70	-0,36	0,26
Külső-Somogy	-0,81	0,30	0,23	-0,35	0,75	-0,40	-0,64	-0,91	0,44	0,47	0,51	0,81	-0,22	0,47	0,68
Közép-Dráva völgy	-1,00	0,26	0,31	-1,00	0,35	-0,66	-0,45	-1,00	-0,11	-0,26	0,44	-1,00	-1,00	0,60	-1,00
Belső-Somogyi-homokvidék	-0,45	-0,02	0,10	-0,31	0,63	0,15	-0,71	-0,83	0,40	0,39	0,73	0,55	0,64	0,12	0,32
Marcali-hát	-0,39	0,39	0,63	-0,86	0,84	-0,24	-0,60	-1,00	0,02	0,48	-0,01	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Kelet-Zalai-lőszvidék	-0,62	0,35	0,52	-0,48	0,68	-0,27	-0,83	-0,92	0,15	0,36	0,70	0,05	0,76	0,78	0,74
Kanizsai-homokvidék	-0,97	0,33	-1,00	-0,56	0,71	0,09	-0,71	-1,00	0,37	0,29	0,74	0,55	0,84	-0,67	0,86
Nyugat-Zselic	-0,26	0,38	-1,00	-0,05	0,74	0,08	-0,74	-0,87	0,63	0,45	0,73	0,12	0,73	0,48	0,64
Kelet-Zselic	-0,10	0,21	-1,00	-0,82	0,56	-0,07	-0,27	-0,76	0,39	0,56	0,69	-1,00	0,73	-1,00	0,91
Tolnai-hegyhát és Szekszárdi-dombvidék	-0,86	0,18	-0,01	-0,75	0,60	-0,76	-1,00	-0,94	0,27	0,51	0,15	-1,00	-1,00	0,64	0,79
Baranyai-hegyhát és Völgyesség	-0,97	0,20	-1,00	-0,95	-0,77	-1,00	-0,83	-1,00	0,84	-0,38	0,33	-1,00	0,93	-0,02	0,92
Mecsek	0,13	0,36	0,92	-0,29	0,82	0,13	-0,58	-0,68	-1,00	0,80	0,86	0,88	0,86	0,81	-1,00
Geresdi-dombság	-0,60	0,34	-1,00	-0,93	-1,00	-0,26	-1,00	-0,99	-1,00	-1,00	0,91	-1,00	0,90	-1,00	0,99
Dél-Baranyai-dombság	-0,48	0,00	0,56	-0,54	0,53	0,25	-0,77	-1,00	0,12	-0,11	0,59	0,43	-1,00	-0,04	-0,03
Villányi-hegység	-0,23	0,11	-1,00	-0,31	0,86	-0,01	-0,93	-0,73	-1,00	-1,00	0,74		0,96	0,81	
Összesen	-0,52	0,29	0,51	-0,09	0,67	-0,01	-0,60	-0,74	0,20	0,53	0,52	0,64	0,84	0,05	0,72